

# Naturlig trädföryngring och epifytiska hänglavar 10 år efter en avverkning i schackruteform

*Natural tree regeneration and epiphytic lichens 10 years after a  
Chequered-Gap-cutting*

Johannes Ackemo



Foto: Ortofoto ©Lantmäteriet 2015

Examensarbete • 30 hp

Jägmästarprogrammet

Rapport från Institutionen för skogens biomaterial och teknologi, 2018:2

Umeå 2018



# Naturlig trädföryngring och epifytiska hänglavar 10 år efter en avverkning i schackruteform

*Natural tree regeneration and epiphytic lichens 10 years after a Chequered-Gap-cutting*

Johannes Ackemo

<b>Handledare:</b>	Urban Bergsten, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens biomaterial och teknologi
<b>Bitr. handledare:</b>	Per-Anders Esseen, Umeå Universitet, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
<b>Examinator:</b>	Dan Bergström, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens biomaterial och teknologi
<b>Omfattning:</b>	30 hp
<b>Nivå och fördjupning:</b>	Avancerad nivå, A2E
<b>Kurstitel:</b>	Master thesis in Forest sciences at Department of Forest Biomaterials and Technology
<b>Kurskod:</b>	EX0832
<b>Program/utbildning:</b>	Jägmästarprogrammet
<b>Utgivningsort:</b>	Umeå
<b>Utgivningsår:</b>	2018
<b>Omslagsbild:</b>	Ortofoto ©Lantmäteriet 2015
<b>Serietitel:</b>	Rapport från Institutionen för skogens biomaterial och teknologi
<b>Delnummer i serien:</b>	2018:2
<b>Elektronisk publicering:</b>	<a href="https://stud.epsilon.slu.se">https://stud.epsilon.slu.se</a>
<b>Nyckelord:</b>	Hyggesfritt skogsbruk, luckhuggning, skäruträdsställning, kanteffekt

**Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skogens biomaterial och teknologi

## Sammanfattning

Schackrutehuggning, eller Chequered-Gap-Shelterwood-System, är ett skötselsystem som idag inte utförs i praktiken men som kan använda fördelarna hos trakthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk. Dock är det viktigt att undersöka metodens effekter innan en storskalig tillämpning etableras.

Syftet med denna studie var att undersöka om en tillfredsställande naturlig trädföryngring och spridning av hänglavar kunde erhållas tio år efter en avverkning i schackruteform. Även tillväxtskillnader undersöktes hos trädplanter och hänglavar med hänsyn till avstånd från skogskant och väderstreck. Målet med detta arbete var att framställa mer kunskap som visar om skötselmetoden kan gynna både skogsbruk och rennäring.

Studien utfördes strax söder om Gällivare i en schackrutehuggning med 40x40 meter stora luckor. Totalt inventerades 14 luckor, 14 trädrutor och ett referensområde i nära anslutning. Inom luckorna noterades antalet huvud- och biplanter, planthöjder och stamvolym samt förekomsten av hänglavar. Inom trädrutorna uppskattades den längsta bällängden och antalet lavklumpar. I den statistiska analysen användes variansanalys och tvåsidigt t-test med 95 procentigt konfidensintervall.

Resultaten visade att den naturliga trädföryngringen i genomsnitt var 2400 planter/ha vilket är tillräckligt enligt skogsvårdslagen och att hänglavar spred sig inom hela luckorna. Resultaten visade däremot ingen kanteffekt som påverkade volymtillväxten hos planter inom luckorna eller hänglavarernas biomassa inom trädrutorna. Likaså påvisades ingen väderstreckseffekt på varken planter eller hänglavar. Biomassan av hänglav var dubbelt så stor inom schackrutehuggningen jämfört med referensområdet.

Slutsatsen är att en schackrutehuggning kan medföra en acceptabel trädföryngring inom luckorna enligt skogsvårdslagen och samtidigt kan hänglavar i kvarstående trädrutor utvecklas bra och sprida fragment till kommande trädgeneration inom luckorna.

*Nyckelord:* Hyggesfritt skogsbruk, Luckhuggning, Skärmträdsställning, Kanteffekt

## Abstract

Chequered-Gap-Shelterwood-System is a management system that is not commonly used today but have the possibility to combine the benefits from both clear cutting and Continuous cover forestry. However, it is important to examine the effects of the method in detail before a large-scale application can be established.

The purpose of this study was to examine if a satisfied natural tree regeneration and scattering of tree lichens could be obtained ten years after a felling with a Chequered-gap-Shelterwood-System. Growth differences were also studied for tree plants and tree lichens with consideration to distance from forest edge and cardinal direction. The aim with this study was to acquire more knowledge that shows if this method could favor both forestry and reindeer herding in terms of lichens.

The study took place just south of Gällivare in a Chequered-Gap-Shelterwood-System with 40x40 meter sized gaps. A total of 14 gaps, 14 shelterwoods and one reference area close by were inventoried. The number of main- and secondary plants, height growth, stem volume and the occurrence of lichens were recorded within the gaps. The longest thallus and number of tree lichen clumps was estimated in the shelterwoods. In the statistical analysis, variance analysis was used and Two sample t-test with 95 percent confidence interval.

The results showed that the natural tree regeneration was in average 2400 plants per hectare, which is sufficient according to forestry legislation and that tree lichens were scattered all over the gaps. However, the results showed no edge effect that affected the volume growth of plants within the gaps or tree lichens biomass in the shelterwoods. Also, no effect of cardinal direction were shown for either the tree plants or the tree lichens. The biomass of tree lichen was twice as high in the Chequered-Gap-Shelterwood-System compared with the reference area.

The conclusion is that Chequered-Gap-Shelterwood-System can give an acceptable tree regeneration within the gaps according to the forestry legislation and the tree lichens can in same time develop and spread fragments from the remaining trees to the upcoming tree generation within the gaps.

*Keywords:* Continuous cover forestry, Gap cutting, Shelterwood, Edge effect

## Förord

Detta examensarbete har utförts på ett av Sveaskogs försöksområden strax utanför Gällivare. Avsikten var att undersöka den naturliga trädförnygringen och spridningen av hänglavar inom luckorna i en schackruteformad avverkning, samt utreda om en kant- eller väderstreckseffekt påverkade plantorna eller hänglavarna.

Jag vill tacka Charlotta Erefur, Enheten för skoglig fältforskning, och Bo Magnusson, Skogsstyrelsen, som gav mig inspiration och möjligheten att göra denna studie. Jag vill även tacka Hans Winsa, Forskningsledare på Sveaskog, och Arto Hiltunen, Skogsskötselledare, som bidragit med bostad och datauppgifter. Jag skulle också vilja tacka Hilda Edlund, Konsulent vid Institutionen för skoglig resurshushållning, som har bistått med sina statistiska kunskaper.

Slutligen vill jag rikta ett stort tack till min handledare Urban Bergsten, Institutionen för skogens biomaterial och teknologi, och biträdande handledare Per-Anders Esseen, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, för er support genom arbetets gång.

Johannes Ackemo  
Umeå, 25 februari 2018

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>5</b>
1.1	Skogsbrukets utveckling	5
1.2	Syfte	8
1.3	Hypotes	9
<b>2</b>	<b>Material och metod</b>	<b>11</b>
2.1	Områdesbeskrivning	11
2.2	Försöksdesign	12
2.3	Inventering av naturligt föryngrade plantor	13
2.4	Inventering av hänglavar	15
2.5	Statistiska analyser	16
	2.5.1 Analyser av plantdata och markpåverkan	17
	2.5.2 Analyser av hänglavsdata	19
<b>3</b>	<b>Resultat</b>	<b>21</b>
3.1	Naturlig trädförnygring i luckor av schackrutesystem	21
3.2	Hänglav I skärmar av schackrutesystem	25
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>29</b>
4.1	Plantantal och markpåverkan	29
4.2	Kanteffekt på stamantal och plantvolym	30
4.3	Kanteffekt på hänglavars biomassa och bålängd samt deras spridningsförmåga	31
4.4	Möjligheter att förbättra renbetsförrådet	33
4.5	Svagheter med studien	34
4.6	Slutsatser	35
	<b>Referenser</b>	<b>37</b>
	Elektroniska källor	42
	Opublicerade källor	43
	Lagar	43





# 1 Inledning

## 1.1 Skogsbrukets utveckling

En stor del av Sveriges landareal består av skogsmark där cirka 23,6 miljoner hektar består av produktiv skogsmark, vilket motsvarar cirka 58 procent av landarealen (Riksskogstaxeringen 2017). Beroende på hur denna skogsmark förvaltas idag, formas morgondagens skogar. Under senare delen av 1700-talet användes lövträd för att tillverka pottaska och barrträd för att framställa tjära. När timmerfronten senare breddade ut sig vid år 1880 tillämpades större avverkningar (Östlund et al. 1997) och sedan 1950-talet har trakthyggesbruket varit det dominerande skötselsystemet. Trakthyggesbruket medför att skogen inom ett bestånd är enskiktad och förvaltas genom skötselåtgärderna röjning, gallring och slutavverkning varpå en ny föryngring med ett bestämt trädslag etableras (Albrektson et al. 2012). Under slutet av 1960-talet fick skogsbruket mycket kritik till följd av de negativa effekter de hade på den biologiska mångfalden eftersom ingen naturhänsyn lämnades (Dahlberg 2011). Denna kritik bidrog till att Sverige i början av 1990-talet förändrade skogsvårdslagen så miljömål och produktionsmål fick likvärdig betydelse. Lagen ansågs dock fortfarande vara bristfällig vilket resulterade i certifieringar, exempelvis FSC och PEFC som medförde ytterligare förbättringar. Dessa certifieringar och de åtgärder som de innebär är frivilliga men kan ses som ett sätt för konsumenter att påverka skogsbruket genom sina köp av produkter som har producerats med mer miljöhänsyn (Weslien & Widenfalk 2014). Från år 2006 till 2016 har de årliga avverkningarna legat mellan 75 till 95 miljoner m<sup>3</sup>sk för hela landet och faktum är att vårt virkesförråd har ökat med mer än 80 procent sedan 1920-talet (Christiansen 2014). Det beror på att skogen förvaltas på ett effektivt sätt och för att det finns en skyldighet enligt skogsvårdslagen (5§) att anlägga ny skog för att ta till vara på skogens virkesproducerande förmåga (SFS 2014:890).

Beroende på en ståndorts egenskaper kan en ny föryngring anläggas antingen genom skogsodling (plantering eller sådd) eller via naturlig föryngring. I Sverige är plantering den vanligaste föryngringsmetoden i dagsläget (Albrektson et al. 2012). En fördel med skogsodling är det regelbundna mönstret som används vilket ger en jämn spridning och bestämd täthet över beståndet.

Hos naturlig föryngring sprids fröna slumpmässigt och deras överlevnad beror på deras vitalitetsegenskaper och ståndortsfaktorer (Karlsson & Örlander 2004). Föryngringsresultatet kan påverkas genom att vara uppmärksam på kottsättningen när fröträd utses. Kottproduktionen hos gran brukar vara större vissa år medan tall producerar mer jämnt över tiden. Kottproduktionen hos gran påverkas framförallt av breddgraden medan tall påverkas i synnerhet av höjden över havet. När fröträd utses bör urvalet inte baseras på de största träden utan istället på de träd som har mest kott för tillfället. Det kan även vara ekonomiskt fördelaktigt att utse träd med en lägre medeldiameter då dessa har en högre värdetillväxt (Hagner 1962). Fröspridningen kan ske upp till 110 meter från moderträdet men den större delen av fröna hamnar inom 30-70 meter (Ackzell 1992). Finska fältförsök där naturlig trädföryngring har tillämpats inom mindre luckhuggningar visar att föryngringen ofta blir tillräcklig (Hökkä et al. 2012; Hökkä et al. 2011). En annan fördel hos sådda och naturligt föryngrade plantor är att de inte får rotdeformationer som annars är förekommande hos täckrotsplantor och barrotsplantor (Lindström & Rune 1999).

För att ge den kommande trädgenerationen en bättre och säkrare etablering, markbereds underlaget för att hålla annan vegetation borta samtidigt som den frigör näringsämnen. Marken får även en bättre balans mellan syre och vatten samt en ökad marktemperatur (Bucht 2005). Dock medför en konventionell markberedning inte bara positiva effekter eftersom den kan påverka upp till 55 procent av markskiktet i ett bestånd vilket kan minska renbetesförrådet drastiskt (Roturier 2010). Därför är det viktigt att anpassa markberedningsmetoderna till ståndorten eftersom ungefär 86 procent av Sveriges föryngringsarealer markbereds (Larsson 2017). Däremot kräver inte alla ståndorter en markberedning för att erhålla en tillfredsställande föryngring (Hagner 1962).

Till följd av skogsbruket som bedrivits sedan mitten av 1800-talet har de svenska skogarna genomgått storskaliga förändringar och en mycket stor del av naturskogarna har blivit ersatta av monokulturer (Sahlin & Säfve 2011). Den fragmentering som uppstår genom trakthyggesbruk leder till habitatsförluster och uppdelning av återstående habitat (Angelstam 1992). För att imitera de naturliga störningar som tidigare rådde i de nordiska skogarna kan hyggesfria metoder användas. Sedan 1990-talet har intresset för alternativa skötselsystem som blädning och olika skötselmetoder som exempelvis skärmskogsbruk och luckhuggning vuxit fram (Hannerz et al. 2017). Genom dessa hyggesfria metoder kan lämpliga strukturer och skogsmiljöer skapas som gynnar en annan typ av mångfald, i jämförelse med trakthyggesbruk (Angelstam 1998; Fries et al. 1997).

Även rennäringen kan dra nytta av det hyggesfria skogsbruket vilket är en viktig faktor då denna näring utövas på en stor del av Sveriges yta, närmare 50 procent. Detta beror på att renarna behöver stora betesarealer med tanke på antalet individer som kan ligga mellan 225 000 till 280 000 i vinterhjord och för att de förflyttar sig beroende på årstid. Renen använder sig av förutbestämda vandringsleder för att ta sig mellan olika områden.

Många av dessa leder har brukats under väldigt lång tid och då renen är ett venedjur som dessutom är lättskrämd gör detta en ändring av vandringsleden nästintill omöjlig. På grund av bil- och järnvägar samt olika industriaktiviteter har vissa delar av vandringsleder blivit avskurna vilket gör att många renar idag måste fraktas med lastbil (Sametinget 2017).

Dagens skogsbruk tycks även påverka renen genom att försämra deras födokällor i form av hänglavar och marklavar (Sametinget 2017) som är den största födokällan under vintern (Bergerud & Nolan 1970; Heggberget 2002; Kumpula 2001). Brukade skogar kan ha ungefär hälften så mycket hänglavar (kg/ha-1) jämfört med obrukade skogar (Dettki & Esseen 1998). Detta beror på att hänglavar har en väldigt begränsad spridningsförmåga (Stevenson 1990), vilket sker antingen via asexuell- eller sexuell förökning. Asexuell förökning kan ske på tre olika sätt, soredier, isidier eller fragmentering. Fragmenteringen anses som enklast då delar av lavbålen faller av och sprids kortare distanser och beroende på om den landar på en god etableringsyta kan det växa ut till en ny bål. Lavar har även visat sig vara svåra att odla fram då de är väldigt anpassade till sin miljö (Moberg & Holmåsen 1995) och har dessutom en långsam tillväxt (Moberg & Holmåsen 1995; Esseen et al. 1999). Skogsskötseln bör därför anpassas i områden som är viktiga för rennäringen. I skogar med hänglav kan det vara bra att försöka bevara kontinuiteten genom att använda sig av hyggesfritt skogsbruk. Marklaven skulle även kunna bli mer lättåtkomlig för renen eftersom snöpackningen inte blir lika extrem om stora träd lämnas kvar (Inga 2007).

Chequered-Gap-Shelterwood-System, eller schackrutehuggning som det även kan kallas, är ett skötselsystem som idag inte är etablerat i praktiken men som kan användas av de fördelar som finns hos traditionellt trakthyggesbruk och kalhyggesfritt skogsbruk. Genom schackrutehuggningen skapas kvadratiska luckor där ungefär 50 procent av beståndets areal avverkas medan resterande andel lämnas orörd. De kvadrater som lämnas intakt kommer att innehålla träd som fungerar likt skärnträdställningar och genom detta har ett tvåskiktat bestånd skapats. Avsikten hos schackrutehuggningen är att den nya förnygringen i luckorna växer upp och blir nya skärnträd, medan nya luckor skapas efter att de gamla skärnträden avverkas (Erefur 2010; Edlund 2017). Schackrutehuggning kan med fördel användas i områden som är utsatta för hög frostrisk eftersom skärmen har en frostdämpande verkan (Hagner 1962; Groot & Carlson 1996; Holgén & Hånell 2000; Langvall & Örlander 2001; Erefur et al. 2008) eller på mer svårförnygrade marker där vegetationskonkurrens är hög. Detta eftersom skärnträden håller en jämnare marktemperatur jämfört med kalhyggen där de långvågiga strålarna läcker ut i atmosfären då de inte hindras av trädkronor (Erefur et al. 2008). Genom de varierande ljusförhållanden som uppstår vid en schackrutehuggning kan pionjärarter förnygras i de mer centrala och ljusa delarna, samtidigt som sekundärarter kan etableras i de skuggiga kantzoner (Erefur 2007). Dock kan storleken hos luckorna påverka mängden av varje träslag. Med en större luckstorlek förväntas antalet sekundära, skuggtåliga träddarter minska samtidigt som de mindre mottagliga pionjärträddarterna kan öka (Runkle 1982).

En annan fördel med att lämna kvar träd är att plantorna blir mindre vindexponerade och grundvattennivån håller en stabilare nivå jämfört med ett kalhygge, vilket minskar risken för vattenöverskott eller torka (Erefur et al. 2008). Dock kan tillgången av vatten, solljus och näring skilja sig beroende på var plantan växer gentemot skärmträden och vilken täthet beståndet har (Erefur 2007) vilket gör att plantor kan missgynnas till följd av konkurrens (Erefur et al. 2008). Vid en senare fas kan skärmens positiva effekter övergå till en nackdel gällande plantornas tillväxt och överlevnad på grund av konkurrens (Valkonen et al. 2002). Tidigare studier visar att skogskanter kan ha negativ inverkan på trädplantor som växer närmare den äldre skogen men att effekten avtar desto längre bort plantan befinner sig från kanten (Borgstrand 2014; Erefur 2010; Ruuska et al. 2008; Siipilehto 2006; de Chantal et al. 2003; Huggard & Vyse 2002). Dock varierade avståndet hos de olika studierna mellan 3 till ungefär 30 meter från den äldre skogen innan trädplantorna påverkades. Förutom detta kan trädplantorna ha en varierande tillväxt beroende på vilket väderstreck de växer i eftersom det påverkar mängden solljus. Plantor som växer i norra delen av en lucka förväntas få mer solljus (de Chantal et al. 2003) vilket gör att de kan få en högre tillväxt än den södra delen (Burton 2002).

Eftersom schackrutehuggning inte är en praktiskt förekommande metod i dagens skogsbruk är det viktigt att undersöka systemets effekter. Det finns relativt få rapporterade studier angående schackrutesystem och angående skärmskogars effekt i Fenno-Skandinavien (Holgén & Hånell 2000). För hänglavar finns det relativt många studier som visar hur lavfloran förändras både hos enskilda träd och på beståndsnivå, men förhållandevis väldigt få på landskapsnivå (Dahlberg 2011). Därmed kan de vara svårt att precis veta hur ett sådant schackrutesystem kan påverka förnyringen och tillväxten hos trädplantor och hänglavar.

## 1.2 Syfte

Syftet med denna studie var att undersöka om en tillfredsställande naturlig trädförnyring och spridning av hänglavar kunde erhållas inom luckorna. Även tillväxtskillnader undersöktes hos trädplantor och hänglavar med hänsyn till avstånd från skogskant och väderstreck. Målet med detta arbete var att få mer kunskap om hur en skog skulle kunna skötas för att gynna både skogsbruk och rennäring. Mer specifikt undersöktes följande frågor:

- i. Ger schackrutehuggningen en tillfredsställande förnyring av träd och hänglavar?
- ii. Finns det en kanteffekt inom luckorna som påverkar trädförnyringens antal och tillväxt?
- iii. Finns det ett samband mellan antal plantor och volym vid olika exponeringar eller grad av markpåverkan?
- iv. Finns det en kanteffekt inom skärmträdsställningarna som påverkar hänglavars biomassa och längsta bällängd?
- v. Hur skiljer sig hänglavens biomassa och bällängd vid olika exponeringar?

### 1.3 Hypotes

- i. Den naturliga trädföryngringen är tillfredsställande eftersom tidigare studier visar att naturlig föryngring i ofta blir tillräcklig (Hökkä et al. 2012; Hökkä et al. 2011). Dock är plantantalet lägre eftersom studieområdet befinner sig på en högre breddgrad.
- ii. Med erfarenhet från tidigare utförda studier kommer en kanteffekt påträffas med avseende på trädplantors tillväxt även i detta försök (Borgstrand 2014; Erefur 2010; Ruuska et al. 2008; Siipilehto 2006; de Chantal et al. 2003; Huggard & Vyse 2002).
- iii. Antalet plantor och plantvolym är högre i de nordliga delarna av luckorna eftersom solinstrålningen är som störst i dessa områden (de Chantal et al. 2003). Markpåverkan har en inverkan på plantantalet.
- iv. De hänglavar som växer i kantområdena har en kortare bällängd eftersom de kan vara skadade av vind i större utsträckning än de i centrum av skärmträdställningen (Esseen & Renhorn 1998). Kanteffekten är mindre ifall tagellavar är den dominerande arten eftersom tidigare studier visar att den inte påverkas i lika stor utsträckning som garnlav (Coxson & Stevenson 2005). Däremot om garnlav dominerar förväntas en kanteffekt (Coxson & Stevenson 2005; Esseen 2006).
- v. Eftersom tidigare studier visar att hänglavar gynnas av mer solljus, har de områden med starkare solinstrålning en högre tillväxt hos hänglavarna (Renhorn et al. 1996).

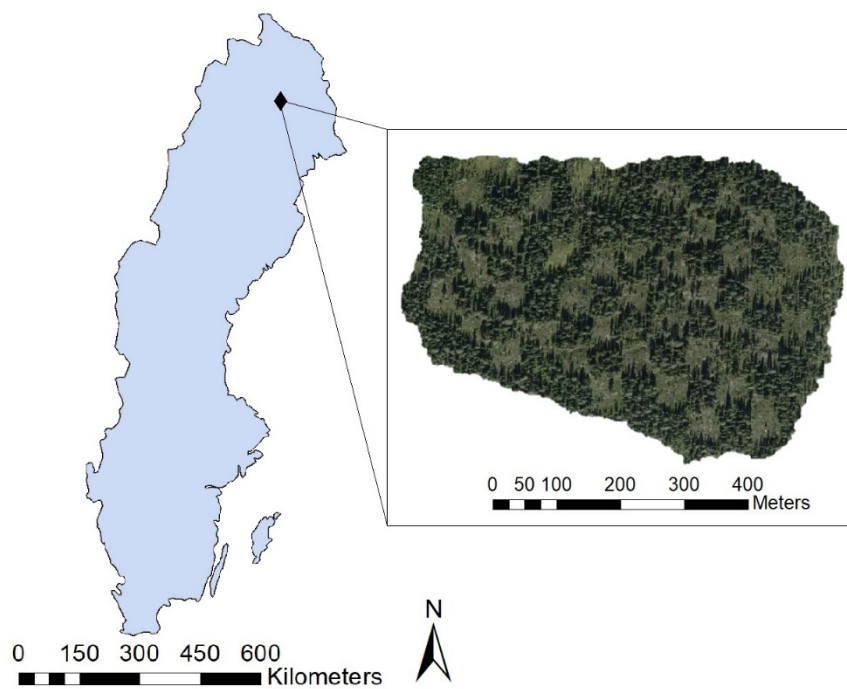


## 2 Material och metod

### 2.1 Områdesbeskrivning

Studien genomfördes i ett cirka 12,7 hektar stort område vid Nattavaaravägen (67°04'N, 20°75'Ö, 400 m h.ö.h.) (GPSKoordinater 2018) som ligger cirka 13 kilometer söder om Gällivare (Figur 1). Temperatursumman ligger mellan 600-800 dygnsgrader °C (Perttu & Morén 1995). Beståndet inventerades av Sveaskog år 1989 och en framskrivning av beståndsdata gjordes till år 2016. September år 2007 avverkades området genom ett schackrutesystem med 35 stycken luckor på 40 x 40 meter. Försöksområdet är en blandskog som innehåller tall (*Pinus sylvestris* L.) (44 %), gran (*Picea abies* L.) H. Karst (45 %), och björk (*Betula pubescens* Ehrh.) (11 %) (Sveaskog 2017, opublicerat). Innan avverkningen var volymen 110 m<sup>3</sup>sk per hektar och det var cirka 477 stammar per hektar med en medelhöjd på 14,1 meter. Grundytan var 17,1 m<sup>2</sup> per hektar och åldern hos de kvarstående träden är idag cirka 131 år Boniteten för området är 2,5 m<sup>3</sup>sk. Föryngringen i luckorna är varierande, vissa luckor dominerades av tall medan andra av gran eller björk. Vegetationsskiktet domineras främst av blåbär (*Vaccinium myrtillus* L.) och i bottenkiktet varierade det mellan björnmossa (*Polytrichum commune* Hedw.) och väggmossa (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt). Jordarten inom området är en morän som har finare kornstorlek (sandig moig morän), och fuktigheten varierar mellan frisk och fuktig.

Ett referensområde utformades i närheten av försöksområdet för att ta fram jämförelsebara data angående hänglavens utveckling. Detta referensområde har inte avverkats i schackruteform utan är en sluten men fortfarande brukad skog. Detta område har en medelålder på 84 år och en medelhöjd runt 11,7 meter (Sveaskog 2017, opublicerat). Stamantalet är på 610 stammar per hektar och grundytan är 15,8 m<sup>2</sup> per hektar. För övrigt var områdena i stort sett identiska.



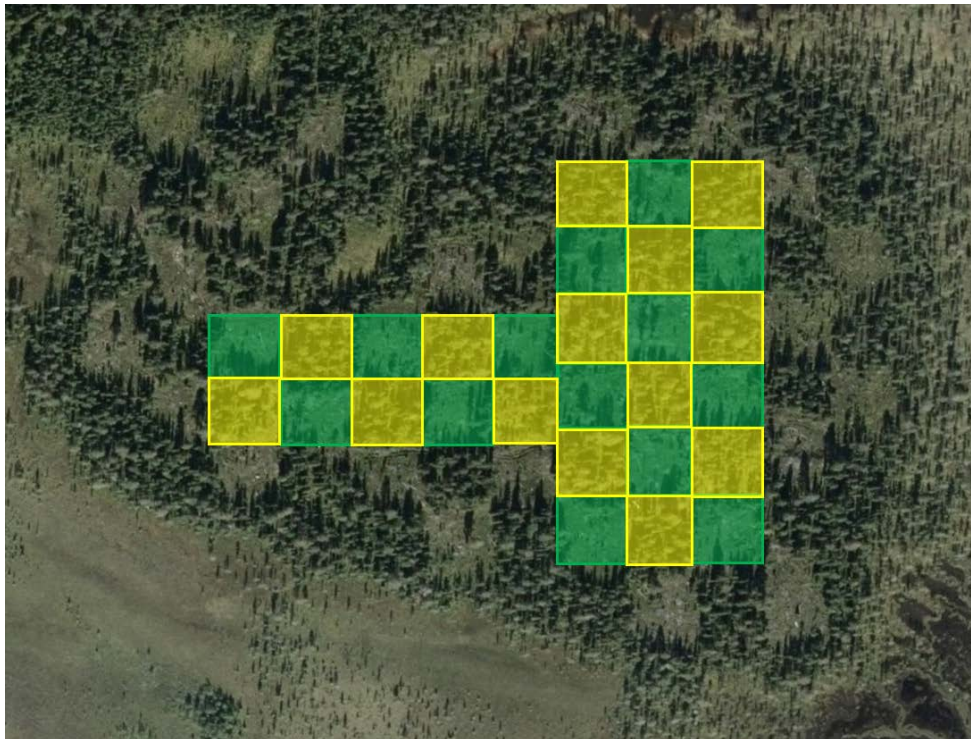
Figur 1. Översiktskarta för det geografiska läget över studieområdet skapad utifrån Ortofoto, raster, RGB, 0,5m (©Lantmäteriet 2015 modifierad).

*Figure 1. Overview map for the geographic location of the study area made from Orthophoto, raster, RGB, 0,5m (©Lantmäteriet 2015 modified).*

## 2.2 Försöksdesign

Genom de luckor och skärmställningar som skapades genom schackrutesystemet uppkom en tvåskiktad skog inom beståndet. Vid inventeringen i denna studie bortsågs de rutor som befann sig i kanten av beståndet, eftersom dessa rutor kunde varit påverkad av det omkringliggande området. Dessa rutor fungerade som en buffertzon vilket resulterade att endast 28 rutor inventerades (Figur 2.) Av de 28 avdelningarna var 14 luckor och 14 skärmträdsställningar.



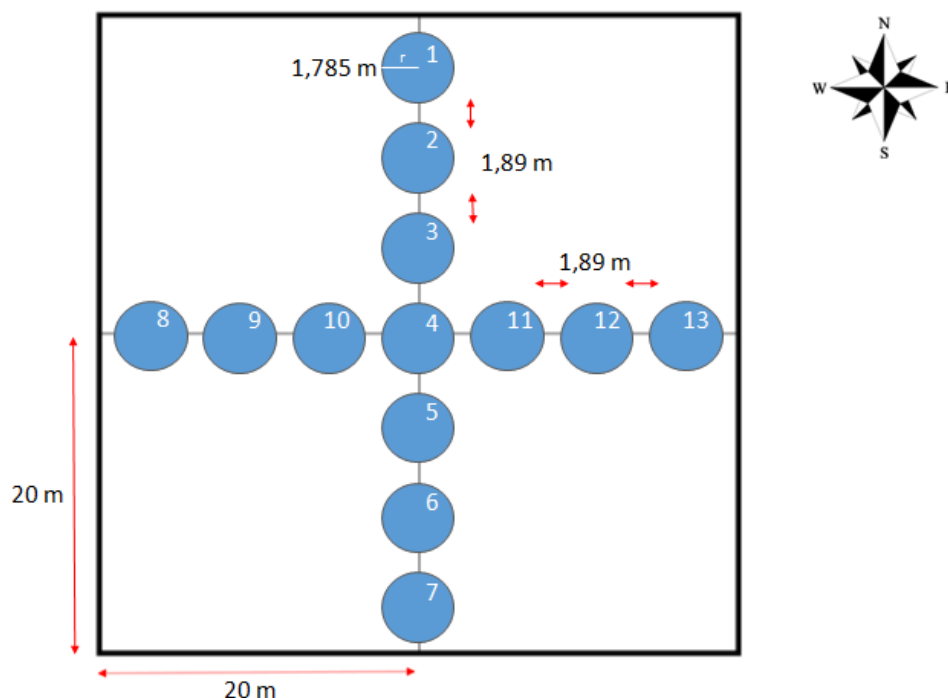


Figur 2. Ortofoto över försöksområdet med buffrad kantzon och färgkodade inventeringsrutor. De gröna rutorna visar de 14 luckor där den naturliga trädförnyringen inventerades medan de gula rutorna visar de 14 skärmträdställningar där hänglavar inventerades. (Ortofoto ©Lantmäteriet 2015).  
 Figure 2. Orthophoto over the test area with buffered edge zone and color coded inventory boxes. The green boxes shows the 14 gaps where the natural tree regeneration was inventoried while the yellow boxes shows the 14 shelterwoods where the lichen was inventoried. (Orthophoto ©Lantmäteriet 2015).

## 2.3 Inventering av naturligt förnygrade plantor

Inventeringen utfördes med 13 provvytor i varje lucka med en radie på 1,785 meter (Figur 3.). Denna radie gav en total täckning på cirka 1 800 kvadratmeter (m<sup>2</sup>) för samtliga 181 provvytor. Radien 1,785 meter valdes för att få ett större antal provvytor vilket ger en bättre möjlighet att analysera var den eventuella kanteffekten avtar. Skulle större provvytor användas blir antalet färre vilket gör det svårare att finna en gradient. Utplaceringen av provvytorna liknade formen av ett kryss där hörnen på luckan var lämnad då dessa kunde ge en dubbel kanteffekt.

Eftersom rutorna ligger i en nord-sydlig riktning kunde mätningar göras för att undersöka om väderstreck (andel solljus) påverkade föryngringen och tillväxten.



Figur 3. Metodik för plantinventeringen i luckorna där siffrorna 1-13 visar provytenummer, provyta 1 var alltid i norr. Radien inom provytan var 1,785 meter och avståndet mellan dem var 1,89 meter.

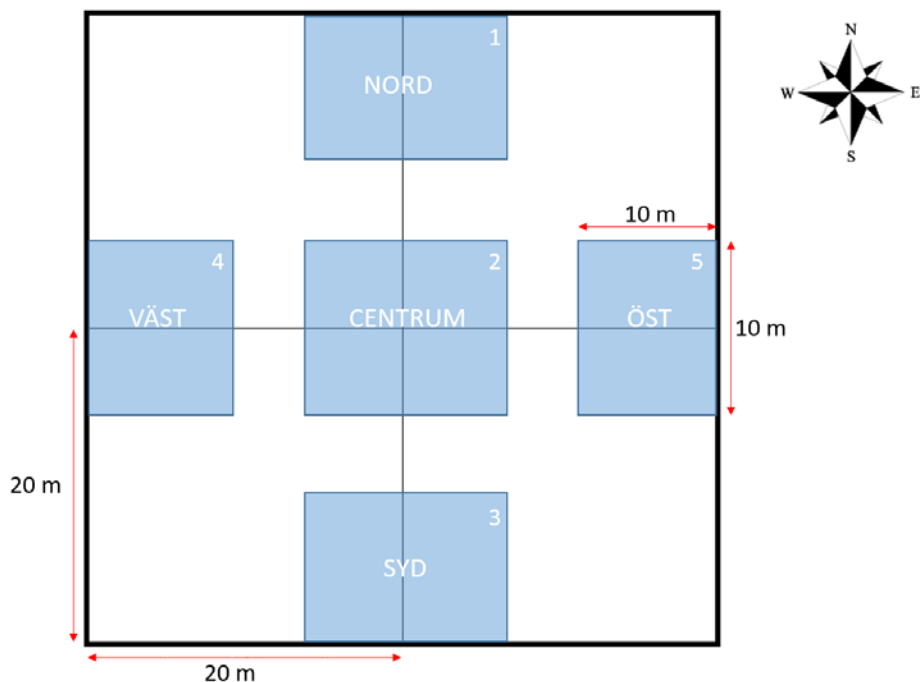
*Figure 3. Methodology for the plant inventory in the gaps where the numbers 1-13 show the sample number, sample area 1 was always in the north. The radius within the sample area was 1.785 meter and the distance between them was 1.89 meter.*

Det data som samlades inom de 14 luckorna var antalet självföryngrade plantor, vilken art de tillhörde, planthöjd, toppskottslängd, rotbasdiameter, avståndet till skogskant, markslag, jordart, textur, markfuktighetsklass, bottenskiktets tjocklek, fältskikt, bottenskikt och vitalitetsklass hos plantorna. Inom varje provyta noterades även om hänglav fanns på provträd eller marken och hur stor andel av marken som var påverkad av drivningsmaskiner. Plantor som hade en höjd högre än tio centimeter räknades som huvudplantor och hos dem noterades alla parametrar, medan plantor som underskred tio centimeter räknades som biplantor och där registrerades endast dess antal. Hos björk och övriga lövträd togs inte någon toppskottslängd. Avståndet mellan huvudplantorna får enligt skogsvårdslagens föreskrifter i 6 § minst vara 60 centimeter och vid taxering får högst fem huvudplantor noteras inom en provyta (SFS 2014:890). Denna studie hade dock målet att undersöka kanteffekten och därför tilläts ett större plantantal inom provytan. Närmaste avstånd till nästa planta var en meter om två redan hade ett avstånd på 60 centimeter.

Data fylldes i en fältblankett i en läsplatta som skapades i Excel där sifferkoder användes istället för namn. Detta för att underlätta senare överföring av data till analysprogram. De huvudplantor som noterades, markerades med plastpinnar för att möjliggöra en eventuell upprepning av försöket i framtiden. Plastpinnarna hade numrerade brickor som gav plantorna individuella nummer. Centrum av varje provyta markerades med hjälp av en cirka 50 centimeter lång aluminiumstolpe. Inom luckorna hade den centrala provytan en rödfärgad aluminiumstolpe medan resterande är aluminiumfärgade. I händelse av att luckan var större än 40x40 meter placerades extra provytor ut.

## 2.4 Inventering av hänglavar

Inventering av hänglavar utfördes i de rutor där skogen ännu stod kvar. I dessa rutor placerades fem kvadratiska provytor ut, en i varje kant och en i centrum (Figur 4). Provytorna var 10x10 meter stora och denna storlek användes för att undvika nollvärden ifall luckor förekom inom skärnträdställningen. Med denna provytetorlek blev täckningen ungefär 100 kvadratmeter per provyta. Även vid denna inventering undveks hörnen då dessa kunde ha en dubbel kanteffekt.



Figur 4. Metodik för hänglavsinventeringen i skärnträdsställningarna där en provyta placerades i varje väderstreck och i centrum. Siffrorna 1-5 visar provytenummer. Provytorna var 10x10 meter och inom dessa slumpades 6 provträd ut.

*Figure 4. Methodology for the lichen inventory within the shelterwoods where a sample area was placed in every cardinal direction and in the center. The numbers 1-5 displays the number of the sample area. The sample areas was 10x10 meter and within these 6 sample trees were randomly selected.*

Inom provytan noterades antalet träd med en brösthöjdsdiameter (BHD) över 15 centimeter. Data samlades in från sex slumpade provträd (gran) inom varje provyta. Kriterierna för provträd var att de skulle ha en BHD  $\geq 15$  centimeter och ha en höjd  $\geq 5$  meter för. Dock var diameterfördelningen i försöksområdet relativt klen vilket sänkte kravet på BHD till  $\geq 10$  centimeter för att få tillräckligt många provträd. På dessa provträd noterades längden hos den längsta lavbålen upp till fem meter över marken med hjälp av ett teleskopspö. Detta eftersom tidigare studier visar att en längre bållängd ofta innebär en högre biomassa hos hänglavar (Esseen & Renhorn 1998). Värdet avrundades till hela centimetrar.

För att få ett mer exakt värde på biomassan per hektar hos hänglavarna uppskattades antalet lavklumpar per provgren hos varje provträd. På provträden slumpades två provgrenar ut och kriterierna för dessa grenar var att de skulle växa på en höjd mellan 1,5- 3 meter och vara  $\geq 1$  meter långa. Det noterades även om provgrenen var död eller levande. För att kunna beräkna vikten hos hänglavar användes en liknande metod som Campbell et al. (1999) använde. Först plockades en hel, stor hänglavsklump som användes som referensmall för att uppskatta antalet klumpar av samma storlek på provgrenarna. Denna lavklump torkades sedan under 48 timmar i 60° C innan den vägdes för att få fram torrvikten. Torrvikten var 1,137 gram och längden var 26,02 centimeter. Därefter uppskattades hur mycket biomassa som fanns per hektar på 1,5-3 meters trädhöjd. Först beräknades biomassan per provgren genom att multiplicera torrvikten med antalet uppskattade lavklumpar.

Därefter togs ett medelvärde fram genom att beräkna genomsnittet hos de två provgrenarna på varje provträd. Detta medelvärde multiplicerades med antalet grenar som fanns mellan 1,5-3 meter hos varje provträd och sedan multiplicerades detta värde med antalet stammar per ha för att ge en uppskattad biomassa per hektar. Antalet stammar per hektar beräknades utifrån antalet provträd per provyta och multiplicerades med 100 och därefter togs ett medelvärde fram genom att dividera värdet med totala antalet provytor. För att få en uppfattning om artsammansättningen noterades andel av Garnlav (*Alectoria sarmentosa*), Tagellavar (*Bryoria* spp.), och Skägglavar (*Usnea* spp.). Data fylldes i en fältblankett i en läsplatta som skapades i Excel som vid plantinventeringen.

## 2.5 Statistiska analyser

I denna studie har samband mellan antalet naturligt föryngrade plantor och deras avstånd till kant samt väderstreck analyserats. Även samband mellan volymtillväxten hos dessa plantor och avstånd från kant samt väderstreck har analyserats. I de kvarlämnade skogsrutorna har samband mellan hänglavarnas biomassa och avstånd till kant undersökts samt om väderstreck var en påverkande faktor. På liknande sätt som biomassan har även den längsta bållängden analyserats. Alla statistiska analyser har genomförts separat och utförts i Minitab (2017).

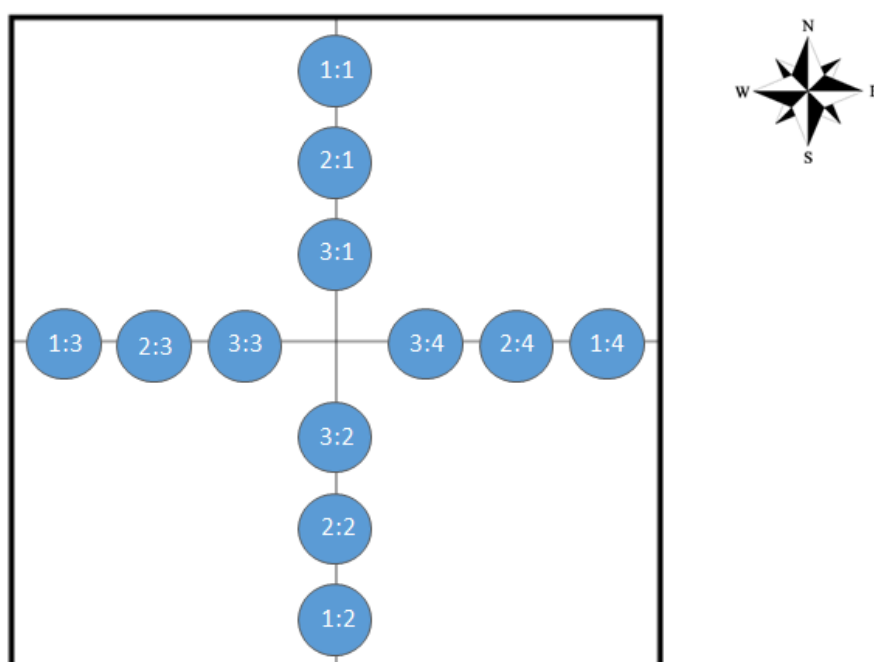
För att kontrollera datamaterialets normalitet skapades histogram för att undersöka ifall det hade en normalfördelning eller inte. Sedan undersöktes datamaterialets varians genom Levene's test (Carroll & Schneider 1985) och i händelse av  $P \geq 0,05$  logaritmerades datamaterialet (Zar 1999).

### 2.5.1 Analyser av plantdata och markpåverkan

Antalet huvud- och biplanter per hektar beräknades genom att ta fram ett medelvärde för varje trädslag inom varje lucka. Därefter multiplicerades detta medelvärde med 1 000 för att bli antalet planter per hektar. Trädslagsfördelningen togs fram genom att dividera antalet av varje enskilt trädslag med det totala plantantalet som sedan multiplicerades med 100 för att få det i procent. Slutligen togs ett medel fram för hela försöksområdet genom att ta ett medelvärde av alla 14 luckor.

För att undersöka om avståndet till kant hade en inverkan hos plantornas föröng-ring användes avstånd 1, 2 och 3 (Figur 5) medan centrum uteslöts under den statistiska analysen, eftersom den hade färre upprepningar än resterande avstånd. Även väderstreck inkluderades i analysen genom att ge varje väderstreck ett separat värde (N:1, S:2, V:3, Ö:4). Dataanalys genomfördes med totala antalet planter och antalet huvudplanter separat samt med ett 95 procentigt konfidensintervall för samband mellan antal föröngrade planter och deras position. Vid analys av stamvolymen användes samma numrering för avstånd och väderstreck. Stamvolymen togs fram genom att beräkna volymen som hos en kon. Den genomfördes med två separata volymdata, ett med plant som var  $\leq 150$  centimeter och ett annat med plant som var  $\leq 100$  centimeter. Detta gjordes för att undersöka om det var någon skillnad mellan höjderna.

Genom att använda variansanalysen General Linear Model (GLM) kunde undersökningar genomföras för att analysera avståndets effekt hos föröngringen. Som respons i GLM sattes totala antalet planter, antalet huvudplanter, stamvolymen för planter  $\leq 150$  centimeter samt stamvolymen för planter  $\leq 100$  centimeter i separata analyser. Lucka, avstånd och väderstreck sattes som faktor. Utöver dessa faktorer skapades en interaktion mellan avstånd och väderstreck inom varje lucka för att ytterligare analysera om de gemensamt kunde ha en signifikant påverkan. För att undersöka vid vilka avstånd och väderstreck som en signifikant skillnad uppstod användes Tukey's test för att jämföra medelvärdena.



Figur 5. Metodik för undersökningen av kanteffekt och väderstrecks inverkan vid den statistiska analysen. Avstånden var 1, 2 och 3 medan väderstrecken hade siffrorna N:1, S:2, V:3 och Ö:4. Centrumprovytan exkluderades i analysen.

*Figure 5. Methodology for examination of the edge effect and the cardinal direction at the statistical analysis. The distances was 1, 2 and 3 while the cardinal direction had the numbers N:1, S:2, W:3 and E:4. The center plot was excluded during the statistical analyses.*

För att undersöka om körning med drivningsmaskiner hade en inverkan hos plantantalet och botten-skiktet genomfördes två separata analyser med GLM med ett 95 procentigt konfidensintervall. Vid båda analyserna användes andel påverkad markareal av provytorna som faktor medan totala plantantalet och botten-skiktets tjocklek var responsvariabler i separata analyser.

### 2.5.2 Analyser av hänglavsdata

För att ta reda på om avståndet och väderstrecket hade en inverkan hos hänglavars biomassa eller längsta bällängd jämfördes centrumytan (Provyta 2 (Figur 4)) med resterande provytor inom skärnträdställningen (1, 3, 4 & 5). Detta utfördes med GLM där ett 95 procentigt konfidensintervall användes och hänglavens biomassa samt dess längsta bällängd sattes som responsvariabel. Provytenummer som även representerade väderstreck sattes som faktor.

För att visa hur hänglavens biomassa per hektar, mellan 1,5-3 meters höjd, och längsta bällängd förändrades beroende på avstånd och väderstreck användes medelvärden  $\pm$  standard error (SEM). För att analysera om en skillnad fanns beroende på vilken höjd lavarna växte togs även SEM fram för grenar på 3 respektive 2 meter. Detta genomfördes även med referensdata från det närliggande området för att visa hur stor skillnaden var jämfört med försöksområdet. För att undersöka om det var en signifikant skillnad mellan försöksområdet och referensområdet utfördes en analys med tvåsidigt t-test med ett 95 procentigt konfidensintervall (Zar 1999). En undersökning angående hänglavens spridningsförmåga utfördes inom försöksområdet genom GLM med ett 95 procentigt konfidensintervall. I analysen användes responsvariablerna hänglav på mark respektive hänglav på provträd och faktorn var fiktiva avstånd samt väderstreck (Figur 5). För att undersöka vid vilka avstånd och väderstreck som en signifikant skillnad uppstod användes Tukey's test för att jämföra medelvärdena.





## 3 Resultat

### 3.1 Naturlig trädföryngring i luckor av schackrutesystem

För samtliga luckor var den naturliga trädföryngringen i genomsnitt 2 400 huvudplanter per hektar där tall var den vanligast förekommande huvudplantan (46 %) och biplantan (85 %) (Tabell 1). Gran och björk föryngrade sig ungefär lika bra gällande huvudplanter, 25 procent respektive 29 procent, men det var betydligt färre biplanter av gran inom området (3 %). Vid inventeringen av de 181 provytorna var det endast 8 nollytor, vilket motsvarar cirka 4 procent.

Tabell 1. Antal huvud- och biplantor per hektar fördelat på trädslag  
*Table 1. Number of main- and secondary plants per hectare distributed by tree species*

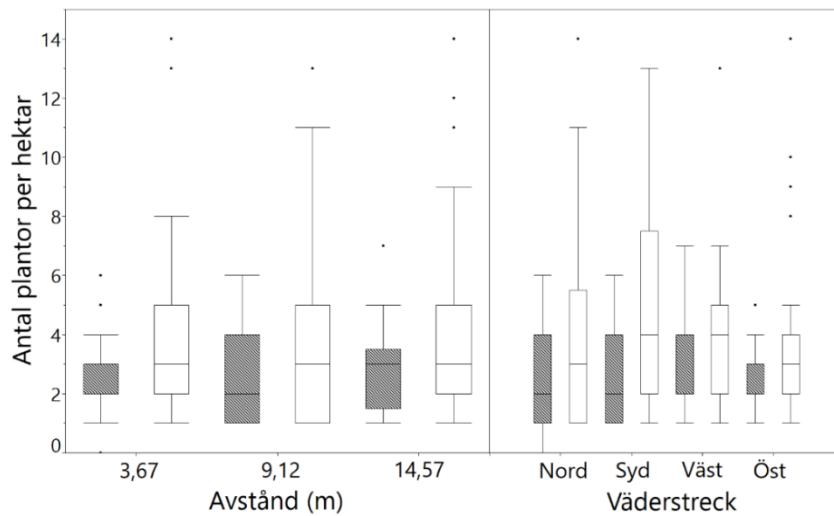
Lucka	Huvud-/biplanta	Tall/ha	Gran/ha	Björk/ha	Tot. plant/ha	Tall (%)	Gran (%)	Björk (%)
1 <sup>1)</sup>	H	1000	800	500	2 400	42	32	19
	B	700	0	100	800	90	0	10
2	H	2 200	300	600	3 200	71	10	20
	B	3 300	0	400	3 700	90	0	10
3	H	1 300	700	1 300	3 300	40	21	40
	B	1 700	0	300	2000	85	0	15
4	H	900	200	800	1 900	48	8	44
	B	600	0	0	600	100	0	0
5	H	600	500	900	2 000	31	23	46
	B	500	0	0	500	100	0	0
6	H	500	500	400	1 400	33	39	28
	B	400	0	0	400	100	0	0
7	H	800	800	1 800	3 400	25	23	52
	B	700	0	0	700	100	0	0
8	H	300	100	800	2 100	15	48	37
	B	200	0	200	300	50	0	50
9	H	1 400	300	300	2 000	69	15	15
	B	100	0	0	100	100	0	0
10	H	1 200	800	200	2 200	54	36	11
	B	1 200	100	0	1 200	94	6	0
11	H	100	300	1 100	2 400	42	13	45
	B	100	200	500	1 600	62	10	29
12	H	1 200	700	800	2 600	44	26	29
	B	900	200	700	1 800	50	13	38
13	H	1 600	100	500	3 100	53	33	15
	B	1 200	200	400	1 800	70	9	22
14	H	1 700	400	200	2 300	73	17	10
	B	3 300	0	200	3 500	96	0	4
Medel	H	1 100	600	700	2 400	46	25	29
	B	1 200	0	200	1 400	85	3	13

<sup>1</sup> Inom lucka 1 har övrigt plantantal exkluderats eftersom det endast påträffades där. Antalet var 200 plantor per hektar och motsvarade ungefär 6 procent av totala plantantalet.  
*Within gap 1 have the number of other plants been excluded since it was only found there. The number of plants was 200 per hectare and corresponded about 6 percent of the total number of plants.*

Tabell 2. Resultat från GLM gällande kanteffekt och väderstreckseffekt för plantantal samt stamvolym. Alla responsvariabler logaritmerades utom huvudplantor  
*Table 2. Results from GLM according edge effect and cardinal direction for number of plants and stem volume. All the response variables was logarithmised except main plants*

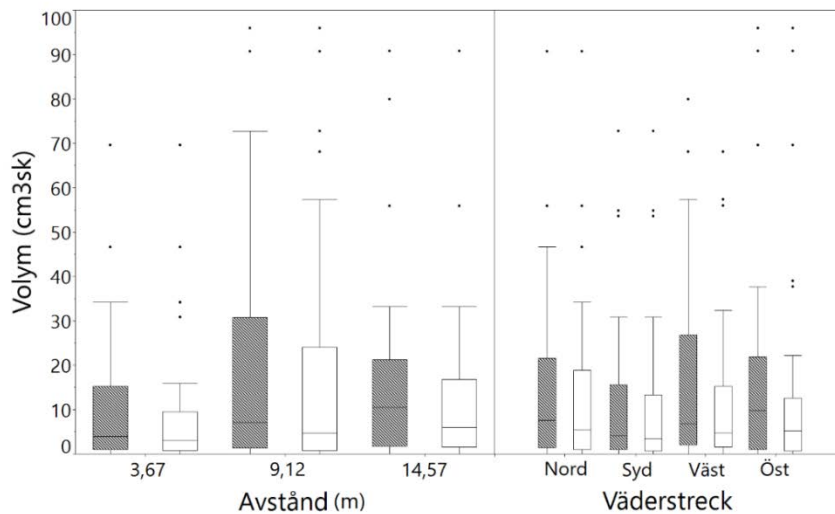
Model	Factor	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	R-sq	R-sq (adj)	P
ln (Totalt plantantal)	Lucka	13	9,415	0,724	1,13	13,99	0,00	0,341
	Avstånd	2	0,014	0,007	0,01			0,989
	Väderstreck	3	1,332	0,444	0,69			0,559
	Avstånd * Väderstreck	6	2,528	0,421	0,66			0,685
	Error	131	84,077	0,642				
Huvudplantor	Lucka	13	37,000	2,846	1,41	13,88	0,00	0,161
	Avstånd	2	1,029	0,515	0,26			0,775
	Väderstreck	3	0,755	0,252	0,13			0,945
	Avstånd * Väderstreck	6	3,133	0,522	0,26			0,955
	Error	131	263,734	2,013				
ln (Stamvolym hos plantor <150 cm)	Lucka	13	82,312	6,332	1,94	18,86	3,76	0,031
	Avstånd	2	0,888	0,444	0,14			0,873
	Väderstreck	3	5,177	1,726	0,53			0,662
	Avstånd * Väderstreck	6	10,097	1,683	0,52			0,795
	Error	129	419,998	3,256				
ln (Stamvolym hos plantor <100 cm)	Lucka	13	42,341	3,257	1,10	14,83	0,00	0,365
	Avstånd	2	4,550	2,275	0,77			0,466
	Väderstreck	3	1,418	0,473	0,16			0,923
	Avstånd * Väderstreck	6	14,140	2,357	0,80			0,575
	Error	124	367,135	2,961				

De statistiska analyserna som genomfördes visade ingen signifikant skillnad av interaktionen mellan avstånd till kant och väderstreck, varken för det totala plantantalet ( $P=0,685$  (Tabell 2)) eller hos huvudplantor ( $P=0,955$ ). Samma resultat erhöles gällande plantornas stamvolym både för plantor upp till 150 centimeter ( $P=0,795$ ) och 100 centimeter ( $P=0,575$ ). Det innebär att plantornas position i luckan inte har någon betydelse (Figur 6 & 7). Däremot påträffades en signifikant skillnad hos plantvolymen mellan de 14 luckorna vid analysen med plantor <150 centimeter ( $P=0,031$  (Tabell 2)).



Figur 6. Inverkan av avstånd och väderstreck på antal huvudplantor och totala antalet plantor, som inkluderar biplantor. De mörka boxarna är antal huvudplantor medan de vita är det totala plantantalet. Avstånd 3,67 var närmast kanten medan avstånd 14,57 var närmare centrum av luckan. Centrumprovytan exkluderades i analysen.

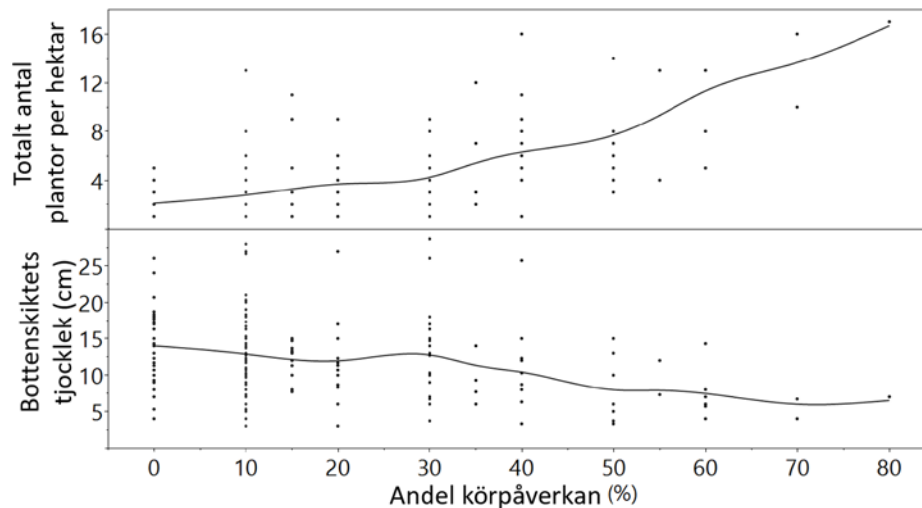
Figure 6. Impact of distance and cardinal direction on number of main plants and total number of plants, which includes secondary plants. The dark boxes is the number of main plants while the white is the total number of plants. Distance 3.67 was closest to the edge while distance 14.57 was closer to the center of the gap. The centrum plot was excluded in the analysis.



Figur 7. Inverkan av avstånd och väderstreck på stamvolymen hos plantor där de mörka boxarna är plantor <150 centimeter och de vita är plantor <100 centimeter. Avstånd 3,67 var närmast kanten medan avstånd 14,57 var närmare centrum av luckan. Centrumprovytan exkluderades i analysen.

Figure 7. Impact of distance and cardinal direction on the stem volume of plants where the dark boxes is plants <150 centimeter and the white is plants <100 centimeter. Distance 3.67 was closest to the edge while distance 14.57 was closer to the center of the gap. The centrum plot was excluded in the analysis.

Inom luckorna kunde en tydlig skillnad urskiljas beträffande den naturliga föröngningen och hur pass påverkad marken var av drivningsmaskinerna. Den statistiska analysen visade en signifikant skillnad beroende på andelen körpåverkan både för totala plantantalet ( $P = 0,001$ ) och beträffande bottenskiktets tjocklek ( $P = 0,001$ ). De områden som var i högre grad påverkad av skogsmaskiner hade ett större antal plantor och tunnare bottenskikt (Figur 8).



Figur 8. Körpåverkan från drivningsmaskinerna och vilken effekt den har hos bottenskiktets tjocklek och totala antalet naturligt föröngrade plantor per provyta.

Figure 8. Drive impact from harvesting machines and what effect it has on the ground layers thickness and the total number of natural regenerated plants for each sample plot.

### 3.2 Hänglav i skärmar av schackrutesystem

Resultatet visade att tagellavar var den absolut dominerande arten inom schackrutehuggningen. Hänglavarnas biomassa påverkades inte signifikant av varken avstånd till kant eller väderstreck ( $P = 0,584$  (Tabell 3)). Biomassan var dock lite lägre i nordlig exponering ( $7 \pm 0,85$  kg/ha mellan 1,5-3 höjd (medel  $\pm$  SEM (Tabell 4)). Över alla provytor har biomassan i genomsnitt  $9,62 \pm 0,53$  kilo per hektar mellan 1,5-3 höjd medan den var hälften i referensområdet ( $4,9 \pm 0,37$  kg/ha mellan 1,5-3 höjd). Det tvåsidiga t-testet visade en signifikant skillnad i biomassa mellan försöksområdet och referensområdet ( $P = 0,001$ ) (Figur 9). Det fanns även signifikant högre biomassa på tre meters höjd än två meter i såväl försöks- som referensområdet ( $P = 0,001$  för samtliga tester).

Ingen signifikant inverkan påträffades vid analysen av längsta bällängd och avstånd till kant eller väderstreck ( $P = 0,715$  (Tabell 3)). Den längsta bällängden var i genomsnitt minst i nordlig riktning ( $26 \pm 2$  cm (medel  $\pm$  SEM (Tabell 4))) medan den var längst i sydligt väderstreck ( $29 \pm 1$  cm).

Även här visade det tvåsidiga t-testet en signifikant skillnad mellan försöksområdet och referensområdet beträffande den längsta bällängden ( $P = 0,002$ ) (Figur 10). I likhet med luckorna fanns det signifikant skillnad mellan de olika skärmträdställningarna med avseende på biomassan och den längsta bällängden ( $P = 0,012$  &  $P = 0,003$  (Tabell 3)).

Tabell 3. Resultat från GLM gällande kanteffekt och väderstreckseffekt för hänglavarnas biomassa och den längsta bällängden. Båda responsvariablerna logaritmerades

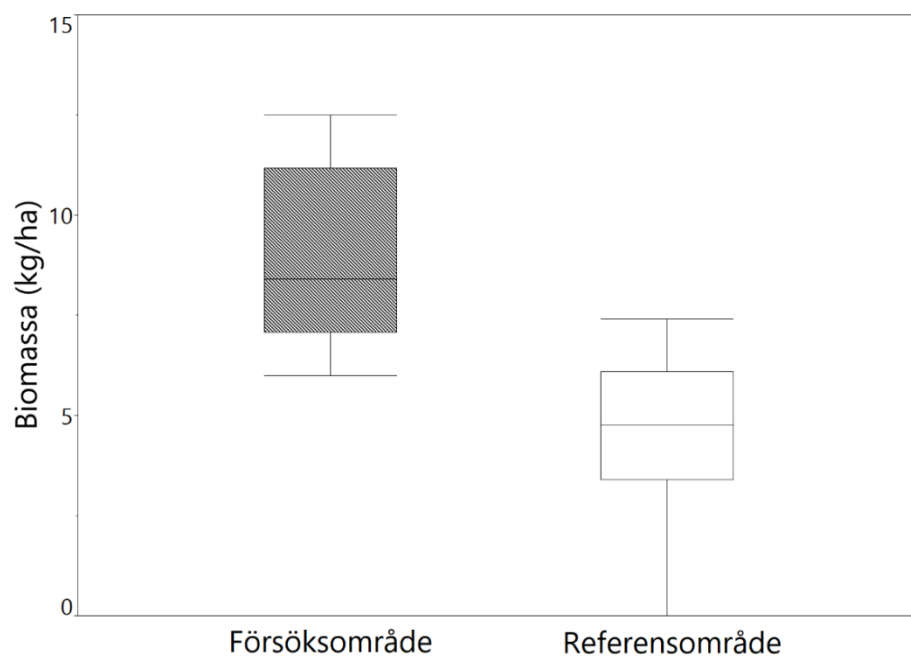
*Table 3. Results from GLM according edge effect and cardinal direction for the lichen biomass and the longest thallus. Both response variables was logarithmised*

Model	Factor	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	R-sq	R-sq (adj)	P
ln (Biomassa hos Hänglav) (kg/ha 1,5-3m höjd)	Skärmträdställning	13	8,306	0,644	2,46	42,11	21,61	0,012
	Provyta/väderstreck	4	0,745	0,186	0,72			0,584
	Error	48	12,455	0,259				
ln (Längsta bällängd hos hänglav) (cm)	Skärmträdställning	13	0,830	0,064	3,00	45,22	26,59	0,003
	Provyta/väderstreck	4	0,045	0,011	0,53			0,715
	Error	50	1,064	0,021				

Tabell 4. Förändring hos hänglavens biomassa per hektar (1,5-3m höjd) och beroende på vilken höjd provgrenen växte, samt längsta bällängd mellan försöksområdet och referensområdet. Total är samtliga väderstreck/provytor i medel och Ref. är referensområdet. Alla värden är medel  $\pm$  SEM

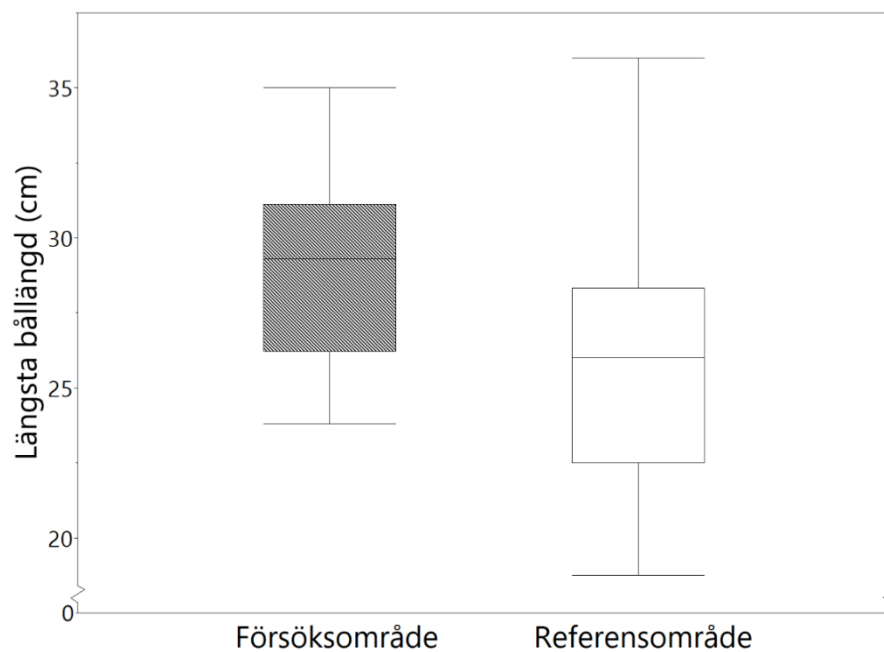
*Table 4. Change in lichen biomass per hectare and depending on what height the sample branch grew, and the longest thallus between the experimental area and the reference area. Total are all cardinal directions in average and Ref. it the reference area. All values are mean  $\pm$  SEM*

	Nord	Centrum	Syd	Väst	Öst	Total	Ref.
Längsta bällängd (cm)	26 $\pm$ 2	28 $\pm$ 1	29 $\pm$ 1	29 $\pm$ 1	29 $\pm$ 1	28 $\pm$ 1	25 $\pm$ 1
Biomassa per gren 2m höjd	0,74 $\pm$ 0,13	1,09 $\pm$ 0,15	0,83 $\pm$ 0,14	0,96 $\pm$ 0,18	0,87 $\pm$ 0,16	0,9 $\pm$ 0,07	0,39 $\pm$ 0,06
Biomassa per gren 3m höjd	3,25 $\pm$ 0,48	3,85 $\pm$ 0,41	4,16 $\pm$ 0,45	3,51 $\pm$ 0,3	4,19 $\pm$ 0,43	3,81 $\pm$ 0,19	2,13 $\pm$ 0,13
Biomassa kg/ha <sup>-1</sup> 1,5-3 m höjd	7 $\pm$ 0,85	10,42 $\pm$ 1,39	9,98 $\pm$ 1,3	10,18 $\pm$ 0,93	10,07 $\pm$ 1,28	9,62 $\pm$ 0,53	4,9 $\pm$ 0,37



Figur 9. Skillnad hos biomassa per hektar hos hänglavarna mellan försöksområdet och referensområdet.

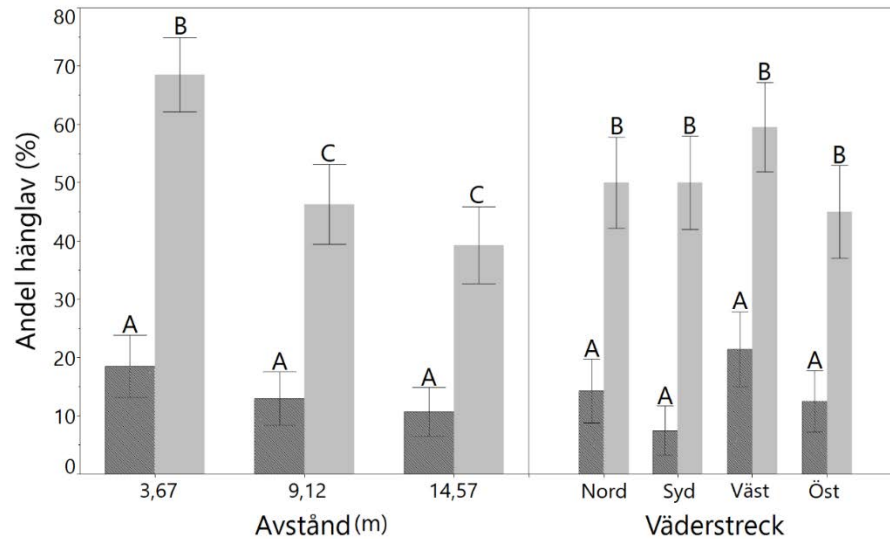
*Figure 9. Difference at the biomass per hectare for the lichens between the experimental area and reference area.*



Figur 10. Skillnad hos längsta bällängd hos hänglavar mellan försöksområdet och referensområdet.

*Figure 10. Difference at the longest thallus for the lichens between the experimental area and the reference area.*

Hänglavens spridningsförmåga in till luckorna visade en signifikant skillnad beroende på avstånd ( $P = 0,002$  (Figur 11)) hos data som samlades från marken, men inte beroende på väderstreck ( $P = 0,531$ ). För data som samlades från enskilda träd inom provytorna visades dock ingen signifikant spridningsförmåga, varken beroende av avstånd ( $P = 0,508$ ) eller väderstreck ( $P = 0,323$ ).



Figur 11. Avståndets och väderstreckets inverkan på hänglavens spridningsförmåga inom luckorna. De mörka staplarna visar andelen hänglavar på provträd inom provytan medan de ljusgråa visar andelen på marken. Olika bokstäver indikerar en signifikant skillnad ( $P \leq 0,05$  (Tukey's test). Centrumytan exkluderades i analysen.

Figure 11. Distance and cardinal directions impact on the dispersal of lichen within the gaps. The dark staples displays the proportion of lichens on sample trees within the sample area while the light gray staples displays the proportion on the ground. Different letters indicates a significant difference ( $P \leq 0.05$  (Tukey's multiple comparison). The centrum plot was excluded in the analysis



## 4 Diskussion

### 4.1 Plantantal och markpåverkan

Resultatet visade att den naturliga trädföryngringen var fullt acceptabel inom en godkänd tid i försöksområdet och att antalet nollytor inte överskred gränsvärdet. Försöksområdets naturliga föryngring gav i genomsnitt cirka 2 400 huvudplantor per hektar, vilket uppfyller skogsvårdslagens föreskrifter i 6 § (SFS 2014:890). Denna paragraf säger att lägsta antalet plantor för ett område med ståndortsindex T14 i allmänhet får vara 1 100 huvudplantor per hektar. Dock krävs endast 900 huvudplantor per hektar för mer svårföryngrade område i norra Sverige. Den längsta tillåtna tid för att uppnå en godkänd föryngring vid en naturlig föryngring i norra Sverige är 10 år, vilket försöket även klarar eftersom området var avverkat 2017. Denna föryngringstid skulle möjligtvis kunna reduceras om en markberedning utfördes innan skärträden spred sina frön. En tidigare studie där en markberedning utfördes under två skärträdsställningar visar att den naturliga föryngringen var 90 000 respektive 53 000 plantor per hektar redan efter fyra år (Beland et al. 2000). Detta är mycket fler plantor än vad som påträffades i denna studie. Dock utfördes detta försök längre söderut och på en lägre höjd över havet, vilket förändrar förutsättningarna för föryngring. Tallens fröproduktion lär vara reducerad på grund av höjd över havet medan granens minskar till följd av en högre breddgrad (Hagner 1962).

Av de 181 provytor som inventerades var endast 8 nollytor som motsvarar cirka 4,4 procent, vilket gör att föryngringen klarade gränsvärdet på 10 procent enligt 6 § (SFS 2014:890). Dessa nollytor hade nästan ingen körpåverkan (0-10 %) av drivningsmaskiner vilket kan vara orsaken till att ingen föryngring hittades inom provytorna. Detta förtydligades av resultatet från markpåverkan som visade att områden som i större utsträckning var påverkade av drivningsmaskiner, ofta hade ett högre plantantal. Det tyder på att en naturlig föryngring har en större potential att lyckas bättre om en markberedning utförs, vilket även tidigare studier visar (Hagner 1962; Karlsson & Örlander 2000; Beland et al. 2000; Nilsson et al. 2002). Eftersom vegetationen i bottenskiktet varierade, både mellan och inom luckorna, skulle en anpassad markberedning kunna vara lämplig att använda. De områden

som har mycket och tjock väggmossa skulle kunna markberedas medan de delar som har marklavar lämnas orörd med hänsyn till rennäringen. Tidigare studier visar att tallfrön etablerar och överlever bättre i renlavar i jämförelse med väggmossa (Steijlen et al. 1995).

## 4.2 Kanteffekt på stamantal och plantvolym

Detta försök visade ingen signifikant kanteffekt hos de naturligt föryngrade tall- och granplantorna, varken för volymtillväxt eller antalet plantor, inom luckorna vilket förkastar den alternativa hypotesen. Följande resultat stämmer därför inte överens med tidigare studier som visade en tydlig kanteffekt (Borgstrand 2014; Ruuska et al. 2008; Siipilehto 2006; de Chantal et al. 2003; Huggard & Vyse 2002). Dock varierade resultaten angående kanteffektens avstånd in i luckorna relativt mycket mellan de olika försöken. En studie från södra Finland (60°02'N, 23°09'Ö, & 62°09'N, 27°40'Ö, 200 m h.ö.h.) visade en distinkt kanteffekt hos plantor redan vid tre meters avstånd till den kvarlämnade skogen (Ruuska et al. 2008). Denna metod använde sig av både planterade och naturligt föryngrade plantor. Dock var provträden i denna studie mellan 1-6 meter vilket är en högre höjd än plantorna i rådande studie (ca ≤150 cm). Det tyder på att en kanteffekt inte hittades till följd av att plantorna ännu är för små i detta försök. En annan faktor var att den finska studien utfördes på en lägre breddgrad med en högre temperatursumma mellan 1 010-1 130 dygnsgrader °C (Skogskunskap 2017). Det visar att plantorna i detta försök är mer begränsade eftersom de har en kortare vegetationsperiod (Perttu & Morén 1995).

En annan studie där schackruteformig avverkning utfördes på Kulbäckslidens försökspark (64°09'N, 19°36'Ö, 250 m h.ö.h.) visade att plantors höjdtillväxt påverkades signifikant mellan interaktionen avstånd och trädslag (Borgstrand 2014). Luckstorleken i detta försök var 45x30 meter. Både tall och gran påverkades av avståndet till kant men tall växte bättre än gran i både kant- och centrumzon. I försöket vid Kulbäcksliden planterades tvååriga plantor år 2005 i ett äldre (63 år) och ett yngre (42 år) bestånd där inventeringar utfördes i slutet av varje tillväxtsäsong fram till 2013. Detta visar att plantorna har vuxit under en längre tid och att kanteffekten kan ha uppkommit vid en senare fas. Det äldre beståndet hade en höjd på 18 meter medan det yngre var 10,4 meter, vilket är 4-8 meter högre än i detta försök. Studien visade även att endast tallplantors höjdtillväxt påverkades av att växa i norrläge inom det äldre beståndet medan ingen skillnad fanns i det yngre beståndet. Det tyder på att träden i detta försök var så pass låga att de inte påverkade solinstrålningen till marken lika mycket.

Andra studier visar att kanteffekten inträffade vid 6-30 meter från skogskanten (Siipilehto 2006; de Chantal et al. 2003; Huggard & Vyse 2002). Dock var det endast de södra delarna av luckorna som påverkades i studien från British Columbia (Huggard & Vyse 2002). Detta kan bero på att solinstrålningen var större i de andra väderstrecken.

Enligt de Chantal et al. (2003) studie var solinstrålningen störst några meter norr om luckans centrum och de plantor som växte i dessa delar hade en större höjd- och volymtillväxt än resterande delar. För att maximera solinstrålningen i luckornas centrala delar bör luckorna därför utformas med en långsträckt form i nordsydlig riktning (de Chantal et al. 2003). Enligt Erefur (2010) har stamtätheten en påverkande effekt på instrålningen i luckorna som i sin tur avgör plantornas etablering och tillväxt. Eftersom grundytan i detta försök var relativt låg (17,1 m<sup>2</sup>) borde förhållandevis mycket solljus tränga ner i luckorna, i samtliga väderstreck, vilket kan vara orsaken till att ingen effekt hos tillväxten påträffades.

### 4.3 Kanteffekt på hänglavars biomassa och bällängd samt deras spridningsförmåga

Resultatet angående hänglavars biomassa och bällängd visade inga skillnader, varken beträffande kanteffekt eller i vilket väderstreck träden stod inom skärmträdsställningarna. Varför ingen kanteffekt fanns kan bero på att luckorna var relativt små och inte hade en lika stor inverkan som ett kalhygge. En studie av Coxson och Stevenson (2005) som utfördes i en delvis avverkad skog i British Columbia visade att andelen garnlavar minskade närmre skogskanten, medan tagellavar inte visade någon större skillnad. Eftersom tagellavar var den absolut dominerande hänglaven inom schackrutehuggningen kan den tidigare studiens resultat förklara varför ingen kanteffekt fanns. En tidigare studie som utfördes i Granlandet (66°30' N, 21°40' E) undersökte kanteffekten 100 meter in i ett skogsområde från myrkanter (Esseen 2006). Det studien visade var att hänglavens biomassa endast var 1,9 kilogram per hektar i kantzonen och att den längsta bällängden var 10,3 centimeter. Det är ungefär en femtedel mindre biomassa och en tredjedel kortare bällängd än i denna studie (Tabell 4). Dock kan denna skillnad bero på att tagellavar inte påverkas i lika lång utsträckning som garnlav (Coxson & Stevenson 2005). Alternativt beror denna skillnad på att vindstyrkan är högre i kanten vid exponerade myrkanter än inom luckorna, vilket påverkar abundansen av hänglavar. Hänglavar som är utvecklade i sluten skog är inte lika anpassad för att klara av starka vindar som vid en skogskant (Esseen & Renhorn 1998). Dock kan hänglavarna i detta försök ha skadats i en större omfattning under de första åren efter schackrutehuggningen men sedan återhämtat sig. Tidigare studier visar att hänglavar som växer strax innanför en skogskant till och med kan växa bättre än hänglavar inne i beståndet, vilket beror på de ökade solinstrålningen (Esseen & Renhorn 1998). 25 meter längre in i beståndet var biomassan uppe i 14,7 kilogram per hektar och den längsta bällängden hade ökat till 25,6 centimeter (Esseen 2006), vilket är cirka 4 kilogram högre biomassa än i detta försök. Detta behöver dock inte betyda att mer hänglav skulle finnas inom skärmträdsställningarna om dessa var större, eftersom det inte fanns någon signifikant skillnad mellan centrum- och kantytor. Dock stod provträden inte alltid i kanten inom skogsrutorna i detta försök utan i genomsnitt 5 meter in. Även träden i centrumytan stod inte exakt 20 meter in, vilket påverkar utfallet hos data beroende på var träden står. Trots detta visade inte försöket någon skillnad mellan kant- och centrumområdet, vilket tyder på att schackrutehuggningen inte påverkar hänglaven lika mycket som vid trakthyggesbruk.

Studien visade att denna avverkningsform inte behöver ha en negativ inverkan hos de redan etablerade hänglavar. Det beror på att hänglavar finns kvar på de kvarlämnade träden. En liknande studie från Norge visade att en schackruteformig avverkning inte nödvändigtvis behöver ha en negativ påverkan hos redan etablerade hänglavar (Hilmo et al. 2005). I detta fall använde de 26 avdelningar, 23 stycken 40x40 meter respektive 3 stycken 150x150 meter stora hyggen. Dock visade den att koloniseringen påverkades negativt av avverkning men att den även var artspecifik. Enligt studien påverkades garnlav av avverkning medan tagellavar inte visade någon signifikans. Under inventeringen i schackrutehuggningen påträffades i flesta fall endast tagellavar och i enstaka fall garnlav. Därför är det viktigt att undersöka vilka hänglavar som är mest förekommande innan en avverkning sker inom områden som är essentiella för rennärningen. Områden med känsligare hänglavar, som exempelvis garnlav, bör därför hanteras mer varsamt medan områden med mer motståndskraftiga hänglavar, som exempelvis tagellavar, kan använda sig av schackrutehuggning.

Med en schackrutehuggning ökar andelen solljus i skogskanterna och detta gynnar i sin tur hänglavar som befinner sig i dessa delar (Esseen & Renhorn 1998). Till följd av detta borde tillväxten av hänglav varit bättre i kanterna jämfört med centrumytan eftersom träden där konkurrerar starkare om ljuset. Dock visade resultatet ingen signifikant skillnad mellan dessa delar, vilket kan bero på att grundytan var relativt låg (17,1 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). Av den orsaken att träden stod glesare, får hänglavar i centrumområdet en större mängd solljus. Enligt Campbell et al. (1999) kan biomassan per gren vara ungefär 3 gram på 3 meters höjd. Detta stämmer väldigt bra överens med resultatet från denna studie (3,81 ± 0,19 kg/gren (Tabell 4)). Däremot visade resultaten att hänglavar inom schackrutehuggningen hade en högre genomsnittlig biomassa, ungefär dubbelt så mycket, än det närliggande referensområdet och att den längsta bålängden var 10 centimeter längre. Dock var åldern inom referensområdet ungefär 45 år yngre vilket kan vara orsaken till att hänglavar är mindre och inte hunnit sprida sig i lika stor utsträckning. En annan studie visade att den längsta bålängden på gran samma region (nordboreal region, över 65°N) med en genomsnittlig grundyta på 18,6 kvadratmeter per hektar var ungefär 19 centimeter lång (Esseen et al. 2016). Skogarna i denna region var gamla (122 år i genomsnitt) vilket gör de till en mer representativa jämfört med detta referensområde.

Resultatet visade att spridningen och föryngringen av hänglavar sträckte sig nästan till centrum inom de avverkade luckorna (Figur 11). Studien visade även att spridningen av hänglavar var som störst i de västra delarna av luckorna. Det kan bero på att kraftiga vindar huvudsakligen kommer från västlig riktning i denna region, vilket även tidigare studier har visat (Esseen & Renhorn 1998). Spridningen av hänglavar tyder på att de kan etableras i den nya föryngringen inom luckorna, som med tiden bildar de nya skärträdsställningarna. Detta är en stor fördel vid en schackrutehuggning, eftersom all hänglav inte avlägsnas som vid trakthyggesbruk. Trakthyggesbruket påverkar även mikroklimatet i högre grad, vilket i sin tur har en inverkan på hänglavs vitalitet och förekomst. Tidigare studier visar att störningar, exempelvis avverkning, kan ha en omedelbar och kortvarig inverkan på

hänglavar i skogskanterna (Johansson 2008). Eftersom hänglaven inte påverkades negativt i detta försök, kan det innebära att mikroklimatet inte förändras lika drastiskt som vid ett kalhygge.

Spridning av hänglavar på mark är även viktig ur renbetessynpunkt, eftersom det är i stort sett den enda tillgängliga födan under hårda vintrar. När snödjupet är större än 90 centimeter eller vid isbildning och hård skare, gräver vanligtvis inte renarna efter marklavar utan äter hänglavar istället (Gustavsson 1989). Dessa problem är vanliga i öppna områden med små träd (Inga 2007). Skogar med stora gamla träd med vida kronor är bättre eftersom de lindrar snödjupet och gör det lättare för renarna att gräva. Ett schackrutesystem skulle därför kunna vara en bra metod i renbetesområden eftersom skärnträdsställningarna skyddar marken från att få allt för mäktiga snödjup. Samtidigt bevaras hänglavar eftersom alla träd inte avverkas, som i sin tur kan falla ned och fungera som extra föda vid hårdare tidpunkter.

#### 4.4 Möjligheter att förbättra renbetsförrådet

Miljön varierade både mellan och inom de olika luckorna men bottenskiktet dominerades av friskmosstyper som exempelvis väggmossa. Även björnmossa var vanligt förekommande och i dessa delar var bottenskiktet ofta betydligt tjockare och markfuktigheten högre. Fuktighetsklassen var normalt frisk-fuktig inom luckorna. De delar av luckorna som hade ett väldigt tunt eller föga bottenskikt och som var lite torrare hade många gånger olika typer av marklavar. Det som även uppmärksammades under inventeringen var att andelen marklavar ofta var större där marken var påverkad av körning, eftersom mycket av mossan var avlägsnad. Inom dessa delar och skulle artificiell spridning av olika renlavar som exempelvis föensterlav (*Cladonia stellaris*) kunna vara en strategi för att ytterligare försöka utöka renbetsförrådet. Tidigare studier visar att artificiell spridning av renlavar, främst av föensterlav, ger en ökad täckningsgrad och att de har en fortsatt naturlig etableringen och spridning via fragmentering (Roturier & Bergsten 2009). Metoden visar sig även vara ekonomiskt försvarbar och genom att bränna marker skulle återställningen av lavars tillstånd kunna ske betydligt snabbare (Roturier et al. 2017). Denna studie visade även att andelen renlavar ökade trots att området inte var inhägnat utan var öppet för renbete vilket visar att renbetesområden inte måste hållas stängda under etableringen (Roturier & Bergsten 2009). Dock visade en annan studie att täckningsgraden av marklavar var 5,3 gånger större i ett område som var inhägnat (35,8 %) än i ett område som var öppet för renbete (6,8 %) och att biomassan dessutom var 15 gånger högre (Akujärvi et al. 2014). Den visar även att renbetet har en större påverkan på både täckningsgraden och biomassan jämfört med skogsbruket, men att båda fortfarande har en signifikant effekt.

Denna metod skulle därför kunna appliceras inom schackrutesystemet för att ge en ökad andel renbete vilket skulle gynna rennäringen. De områden som skulle vara mest aktuell inom luckorna är de mer karga delarna där ingen eller endast lite markvegetation förekommer och som inte är allt för fuktig. Detta eftersom marklavar kan ha en högre täckningsgrad i dessa typer av områden (Akujärvi et al. 2014). Andelen blåbär, lingon och olika mossor som hus- och väggmossa minskar drastiskt efter att en skördare har kört inom området, vilket i sin tur gör att renlavar kan gynnas så länge ingen markberedning tillämpas (Eriksson & Moen 2008).

Krontakets storlek visar sig även kunna ha en påverkan på täckningsgraden hos renlavar vilket kan vara både en fördel men även en nackdel i en schackrutehuggning. Eftersom luckorna inte är allt för stora, i detta fall 40x40 meter, blockeras mycket av solljuset av omkringstående träd. En studie visar att den största instrålningen av solljus är strax norr om luckans centrum och att den kan variera mellan 100 MJ-2-1100 MJ-2 (de Chantal et al. 2003). Dock påverkar den omkringliggande skogen olika mycket beroende på stamtätheten och vilken fas den är, samt vilken fas den nya generationen har inom luckorna. Under ungskogsfasen kommer mindre solljus ned till marken eftersom krontaket kan vara väl tätt vilket gör att täckningsgraden hos renlavar kan minska (Akujärvi et al. 2014). Därmed kan det vara viktigt att planera hur skärmträdsställningarna bör vara utformade för att inte blockera allt för mycket solljus inom luckorna. Istället för att ha fullt mogna och höga skärmträd i kanten av skärmträdsställningen kan det vara en idé att lämna lite lägre träd vilket gör att mer solljus når mark. Detta skulle möjligen kunna minska den inverkan skärmträden, enligt andra studier (Borgstrand 2014; Ruuska et al. 2008; Siipilehto 2006; de Chantal et al. 2003; Huggard & Vyse 2002), har på de plantor som växer närmast kanten eftersom krontaket inte blir lika stora och täta. Samtidigt skulle lägre träd i skogskanterna kunna vara en strategi för att minska risken för stormfällningar.

## 4.5 Svagheter med studien

Under inventeringen inom luckorna placerades inga provytor i hörnen på grund av risken av dubbel kanteffekt. Detta kan ge en felvinklad bild av föryngringen ifall dessa delar innehöll många nollytor. Hade mer tid varit tillgängligt kunde större provytor (radie 5.64m) placeras i varje hörn för att försäkra om att föryngringen är tillräcklig inom hela luckan. Sedan skulle även samtliga luckor och skärmträdsställningar ha inventerats för att undersöka om omkringliggande område har en stor inverkan. Vid inventeringen förekom en del subjektiva uppskattningar vilket innebär att den mänskliga faktorn påverkade resultatets utfall. Beroende på hur erfaren inventeraren är och under hur lång tid som data samlas kan kvalitén variera. Detta påverkade i sin tur senare analyser och därmed resultatet av studien. Det var ibland svårt att med bara ögat uppskatta vilken lavbål som var längst upp till fem meters höjd. Dessutom var det svårt att uppskatta antalet klumpar när hänglavarna växte mycket nära varandra. Eftersom inventeringen utfördes med bara en person minimerades risken för olika uppskattningar

Denna säkerhet kan relateras till uppskattningen av hänglavars bällängd och biomassa (Tabell 4) som inte varierade extremt. Dock kan resultatet bli annorlunda vid en senare upprepning om en annan person utför inventeringen. Ett alternativ för att få ut mer exakta värden hade varit att använda en stega och mäta bällängden med noggrannare mätverktyg. Dock kräver detta mer tid eftersom stegen måste flyttas mellan varje träd och säkras fast.

Klimatet är en ytterligare faktor som påverkar hänglavars bällängd. Eftersom hänglavar håller vatten både intern och extern (Esseen et al. 2017) kan detta påverka bällängden vid fuktigare klimat. Därför bör inventeringen av hänglavar ske över en kort tid eller vid dagar med samma väderförhållanden.

Det är även viktigt att komma ihåg att den framräknade biomassan (kg/ha-1) hos hänglavarna endast gäller mellan 1,5-3 meter och inte hela träd. Abundansen av hänglavar kan därför se annorlunda ut på andra delar av träden.

## 4.6 Slutsatser

Resultatet från denna studie visade att den naturliga trädföryngringen och spridningen av hänglavar i luckorna var tillfredsställande. Dessutom visade resultaten att ingen kanteffekt förekom oberoende av avstånd och väderstreck. Studien visade även att markpåverkan kan gynna etableringen för nya trädplantor. Det indikerar att ett schackrutesystem kan upprätthålla produktionen och samtidigt bevara hänglavar inom området. Försöket visar därmed att schackrutehuggning skulle kunna vara ett alternativ i områden som är essentiell för rennärningen. Utöver den naturliga föryngringen och de epifytiska hänglavarna skulle en schackrutehuggning, i jämförelse med trakthyggesbruk, kunna gynna ytterligare värden. Detta genom att minska fragmentering som annars uppstår vid trakthyggesbruk som i sin tur leder till habitatförlust och uppdelning av återstående habitat (Angelstam 1992; Esseen et al. 1997).

Eftersom detta resultat motsäger tidigare studiers resultat angående kantzonseffekter och dess inverkan på plantors tillväxt, åskådliggörs schackrutesystemets komplexitet. Dock är det viktigt att poängtera att detta resultat kommer från ett försök med en upprepning inom samma lokal, vilket betyder samma resultat inte är en självklarhet på andra platser. Det är därför viktigt att fler studier utförs och att den långsiktiga effekten undersöks för att ytterligare kunna utvärdera hur naturlig föryngring och epifytiska hänglavar påverkas av schackrutesystemet under olika försättningsförhållanden.





## Referenser

- Ackzell, L. (1992). *Naturally established seedlings on an artificially regenerated area in Northern Sweden*. Scandinavian Journal of Forest Research, 7(1-4), 485-495.
- Akujärvi, A., Hallikainen, V., Hyppönen, M., Mattila, E., Mikkola, K., Rautio, P. (2014). *Effects of reindeer grazing and forestry on ground lichens in Finnish Lapland*. Silva Fennica vol. 48 no. 3 article id 1153.
- Albrektson, A., Elfving, B., Lundqvist, L., Valinger, E. (2012). *Skogsskötsel grunder och samband* (Skogsskötselserien 1). Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Angelstam P. 1992. *Conservation of Communities — The Importance of Edges, Surroundings and Landscape Mosaic Structure*. I: Hansson L (red.). Ecological Principles of Nature Conservation, ss. 9–70. Springer US, New York.
- Angelstam, P. K. (1998). *Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes*. Journal of vegetation science, 9(4), 593-602.
- Beland, M., Agestam, E., Ekö, P. M., Gemmel, P., & Nilsson, U. (2000). *Scarification and seedfall affects natural regeneration of Scots pine under two shelterwood densities and a clear-cut in southern Sweden*. Scandinavian Journal of Forest Research, 15(2), 247-255.
- Bergerud, A. T., & Nolan, M. J. (1970). *Food habits of hand-reared caribou Rangifer tarandus L. in Newfoundland*. Oikos, 348-350.
- Borgstrand, E. (2014). *Plantors och trädets tillväxt efter schackrutehuggning och i konventionellt trakthyggesbruk*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för skogens ekologi och skötsel. Jägmästarprogrammet (Examensarbete 2014:23).

- Bucht, S. (2005). *Aktiv skogsskötsel, Sydveds skogsskötselhandbok*. Jönköping: Sydved AB
- Burton, P. J. (2002). *Effects of clearcut edges on trees in the sub-boreal spruce zone of northwest-central British Columbia*. *Silva Fennica*, 36(1), 329-352.
- Carroll, R. J., & Schneider, H. (1985). *A note on Levene's tests for equality of variances*. *Statistics & probability letters*, 3(4), 191-194.
- Campbell, J., Stevenson, S. K., & Coxson, D. S. (1999). *Estimating epiphyte abundance in high-elevation forests of northern British Columbia*. *Selbyana*, 261-267.
- de Chantal, M., Leinonen, K., Kuuluvainen, T. och Cescatti, A. (2003). *Early response of Pinus sylvestris and Picea abies seedlings to an experimental canopy gap in a boreal spruce forest*. *Forest Ecology and Management*, 176(1-3), ss. 321-336.
- Christiansen, L. (2014). *Skogsstatistisk årsbok, Swedish Statistical Yearbook of Forestry*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Coxson, D. S., & Stevenson, S. K. (2005). *Retention of canopy lichens after partial-cut harvesting in wet-belt interior cedar-hemlock forests, British Columbia, Canada*. *Forest Ecology and Management*, 204(1), 99-114.
- Dahlberg, A. (2011). *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojekt naturvärden*. Rapport nr 7. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Dettki H & Esseen PA, (1998). *Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales*. *Ecography*. 21: 613- 624.
- Edlund, S. (2017). *Alternativa skötselmetoder i Rånddalen, ett projekt i Härjedalen*. Rapport nr 2. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Erefur, C. (2007). *Miljöpåverkan och konkurrens vid föryngring av tall och gran under skärm* (2007:1). I Sjöberg, G. (red) Fakta skog – Om forskning vid Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala: Hällgren, J-E Sveriges lantbruksuniversitet.
- Erefur, C., Bergsten, U., de Chantal, M. (2008). *Establishment of direct seeded seedlings of Norway spruce and Scots pine: effects of stand conditions, orientation and distance with respect to shelter tree, and fertilisation*. *Forest Ecology and Management*. 255 (3), 1186-1195.

- Erefur, C. (2010). *Regeneration in continuous cover forestry systems*. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Forest Ecology and Management, Umeå.
- Eriksson, Å., Moen, J. (2008). *Effekter av skogsbruk på rennäringen, en litteraturstudie*. Rapport nr 18. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. (1997). *Boreal forests*. Ecological bulletins, 16-47.
- Esseen, P. A., & Renhorn, K. E. (1998). *Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests*. Conservation biology, 12(6), 1307-1317.
- Esseen, P.-A., Hedenås, H. & Ericson, L. (1999). *Epifytiska lavar som mångfaldsindikatorer*. Skog och forskning 2: 40-45.
- Esseen, P. A. (2006). *Edge influence on the old-growth forest indicator lichen Alectoria sarmentosa in natural ecotones*. Journal of Vegetation Science, 17(2), 185-194.
- Esseen, P. A., Ekström, M., Westerlund, B., Palmqvist, K., Jonsson, B. G., Grafström, A., & Ståhl, G. (2016). *Broad-scale distribution of epiphytic hair lichens correlates more with climate and nitrogen deposition than with forest structure*. Canadian Journal of Forest Research, 46(11), 1348-1358.
- Esseen, P. A., Rönnqvist, M., Gauslaa, Y., & Coxson, D. S. (2017). *Externally held water—a key factor for hair lichens in boreal forest canopies*. Fungal Ecology, 30, 29-38.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B., & Simonsson, P. (1997). *Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests*. Forest Ecology and Management, 94(1-3), 89-103.
- Groot, A., & Carlson, D. W. (1996). *Influence of shelter on night temperatures, frost damage, and bud break of white spruce seedlings*. Canadian Journal of Forest Research, 26(9), 1531-1538.
- Gustavsson, K. (1989). *Rennäringen, en presentation för skogsfolk*. Berlings, Arlov 1989. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Hagner, S. (1962). *Naturlig föryngring under skärm. En analys av föryngringsmetoden, dess möjligheter och begränsningar i mellannorrländskt skogsbruk*. (No. 52: 4).
- Hannerz, M., Nordin, A., & Saksa, T. (2017). *Hyggesfritt skogsbruk: En kunskaps-sammanställning från Sverige och Finland*.

- Heggberget, T. M., Gaare, E., & Ball, J. P. (2002). *Reindeer (Rangifer tarandus) and climate change: importance of winter forage*. Rangifer, 22(1), 13-31.
- Hilmo, O., Holien, H., & Hytteborn, H. (2005). *Logging strategy influences colonization of common chlorolichens on branches of Picea abies*. Ecological Applications, 15(3), 983-996.
- Holgén, P., Hånell, B. (2000). *Performance of planted and naturally regenerated seedlings in Picea abies-dominated shelterwood stands and clearcuts in Sweden*. Forest ecology and Management. 127 (1), 129-138.
- Huggard, D. & Vyse, A. (2002). *Edge effects in high-elevation forests at Sicamous Creek* (Extension Notes 62). British Columbia: British Columbia Ministry of Forests, Forest Science Program.
- Hökkä, H., Repola, J., Moilanen, M., & Saarinen, M. (2012). *Seedling establishment on small cutting areas with or without site preparation in a drained spruce mire-a case study in northern Finland*. Silva Fennica 46(5): 695-705.
- Hökkä, H., Repola, J., Moilanen, M., & Markku, S. (2011). *Seedling survival and establishment in small canopy openings in drained spruce mires in Northern Finland*. Silva Fennica 45(4):633-645.
- Inga, B. (2007). *Reindeer (Rangifer tarandus tarandus) feeding on lichens and mushrooms: traditional ecological knowledge among reindeer-hering Sami in northern Sweden*. Rangifer, 27 (2): 93-106
- Johansson, P. (2008). *Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests*. Biological Conservation, 141(8), 1933-1944.
- Karlsson, C., Örlander, G. (2004). *Naturlig förnygring av tall*. Rapport nr 4. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Karlsson, C., & Örlander, G. (2000). *Soil scarification shortly before a rich seed fall improves seedling establishment in seed tree stands of Pinus sylvestris*. Scandinavian Journal of Forest Research, 15(2), 256-266.
- Kumpula, J. (2001). *Winter grazing of reindeer in woodland lichen pasture: effect of lichen availability on the condition of reindeer*. Small ruminant research, 39(2), 121-130.
- Langvall, O., & Örlander, G. (2001). *Effects of pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway spruce seedlings*. Canadian Journal of Forest Research, 31(1), 155-164.

- Lindström, A., & Rune, G. (1999). *Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness*. Plant and soil, 217(1-2), 29-37.
- Moberg, R., Holmåsén, I. (1995). *Lavar, en fälthandbok*. Interpublishing AB, Stockholm. ISBN, 91-86448-25-0.
- Nilsson, U., Gemmel, P., Johansson, U., Karlsson, M., & Welander, T. (2002). *Natural regeneration of Norway spruce, Scots pine and birch under Norway spruce shelterwoods of varying densities on a mesic-dry site in southern Sweden*. Forest Ecology and Management, 161(1-3), 133-145.
- Perttu, K., Morén, A-S. (1995). *Regionala klimatindex – verktyg vid bestämning av skogsproduktion*. Fakta skog, Nr 13.
- Renhorn, K. E., Esseen, P. A., Palmqvist, K., & Sundberg, B. (1996). *Growth and vitality of epiphytic lichens*. Oecologia, 109(1), 1-9.
- Riksskogstaxeringen (2017). *Skogsdata – Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen*. Sveriges officiella statistik, Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Uppsala.
- Roturier, S., Bergsten, U. (2009). *Establishment of Cladonia stellaris after artificial dispersal in an unfenced forest in northern Sweden*. Rangifer, 29 (1): 39-49.
- Roturier, S. (2010) *Markberedningen på vinterbetesland, hur ska renlaven skötas?* Fakta Skog. Rön från Sveriges Lantbruksuniversitet. Nr: 6.
- Roturier, S., Ollier, S., Nutti, L. E., Bergsten, U., & Winsa, H. (2017). *Restoration of reindeer lichen pastures after forest fire in northern Sweden: Seven years of results*. Ecological Engineering, 108, 143-151.
- Runkle, J. R. (1982). *Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America*. Ecology, 63(5), 1533-1546.
- Ruuska, J., Siipilehto, J. & Valkonen, S. (2008). *Effect of edge stands on the development of young Pinus sylvestris stands in southern Finland*. Scandinavian Journal of Forest Research, 23(3), ss. 214-226.
- Siipilehto, J. (2006). *Height distribution of Scots pine sapling stands affected by retained tree and edge stand competition*. Silva Fennica, 40(3), ss. 473-486.
- Stevenson, S. K. (1990). *Managing second-growth forests as caribou habitat*. Rangifer, 10(3), 139-144.

- Steijlen, I., Nilsson, M. C., & Zackrisson, O. (1995). *Seed regeneration of Scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss*. Canadian Journal of Forest Research, 25(5), 713-723.
- Valkonen, S., Ruuska, J., & Siipilehto, J. (2002). *Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland*. Forest Ecology and Management, 166(1-3), 227-243.
- Weslien, J., Widenfalk, O. (2014). *Naturhänsyn*. (Skogsskötselserien 14). Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Zar, J.H. (1974). *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Östlund, L., Zackrisson, O., & Axelsson, A. L. (1997). *The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century*. Canadian journal of forest research, 27(8), 1198-1206.

## Elektroniska källor

- GPSKoordinater. (2018). *Google maps GPS-koordinater, Latitud och longitud från en adress*. [Online] Tillgänglig: <https://www.gpskoordinater.com/> [2018-02-19]
- Larsson, M. (2017-03-21). *Rätt markberedningsmetod för bästa resultat*. [Online] Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/om-oss/var-tidning-skogseko/skogseko-2-2016/ratt-markberedningsmetod-for-basta-resultat/> [2017-08-28]
- Sahlin, M., Säfve, V. (2011). *Sveriges skogar i världen*. [Online] Tillgänglig: [https://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument-media/2011\\_skog\\_naturvard\\_nagoya\\_svensk\\_skog.pdf](https://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument-media/2011_skog_naturvard_nagoya_svensk_skog.pdf) [2018-02-07]
- Sametinget, Sámediggi (2017-08-21). *Rennäringen i Sverige*. [Online] Tillgänglig: [https://www.sametinget.se/rennaring\\_sverige](https://www.sametinget.se/rennaring_sverige) [2017-08-28]
- Skogskunskap, Din guide och rådgivare. (2017-09-14). *Temperatursumma*. [Online] Tillgänglig: <https://www.skogskunskap.se/rakna-med-verktyg/mata-skogen/temperatursumma/> [2018-02-22]

## Opublicerade källor

Sveaskog (2017). *Avdelningsbeskrivning, Leipipir*. Sveaskog FV AB.

## Lagar

SFS 5 § (2014:890). Skyldighet att anlägga ny skog. Jönköping: Skogsstyrelsen

SFS 6 § (2014:890). Föryngringsåtgärder. Jönköping: Skogsstyrelsen